

SUSTENTABILIDAD DE LOS AGROECOSISTEMAS PAMPEANOS: ANÁLISIS CUALITATIVO Y CUANTITATIVO DE LA PROVISIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires, Área
Ciencias Agropecuarias*

Florencia Rositano

Ingeniera Agrónoma - Universidad de Buenos Aires - 2008

Lugar de trabajo: IFEVA, Cátedra de Cerealicultura, FAUBA, CONICET.



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

Diego Omar Ferraro

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

Co-director

Gervasio Piñeiro Guerra

Ingeniero Agrónomo (Universidad de la República Oriental del Uruguay)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

Consejero de Estudios

Federico Esteban Bert

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TESIS

Director de tesis

Diego Omar Ferraro

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

José Manuel Cisneros

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Río Cuarto)

MSc. en Ciencias del Suelo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor (Universidad Politécnica de Madrid)

JURADO

Cristian Rodolfo Feldkamp

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Entre Ríos)

Doctor *rerum agriculturalarum* (Universidad Humboldt de Berlín)

JURADO

Carlos Ernesto González Esquivel

Médico Veterinario Zootecnista (Universidad Autónoma del Estado de México)

Doctor of Philosophy (Universidad de Londres)

Fecha de defensa de la tesis: 02 de Marzo de 2015

AGRADECIMIENTOS

A Diego Ferraro, por la paciencia, la dedicación y el compromiso brindados en estos años de trabajo y aprendizaje en común.

A Gervasio Piñeiro y Federico Bert, por la prontitud para responder a mis inquietudes y pedidos.

A Patricia Benzi, Romina de San Celedonio, Cecilia Gelabert, Verónica Logegaray, Mariana Lopez y Ariel Zajdband, por acompañarme y apoyarme en distintas etapas de este largo recorrido.

A Pamela Graff, por sus valiosos consejos.

A todos los integrantes, actuales y pasados, de la oficina de becarios (Román Serrago, Eugenia Munaro, María Rossini, Guillermina Menciondo, Ignacio Alzueta, Ramiro Carretero, Santiago Martiren, José Andrade, Germán Wies, Robinson Navarrete, y Luciana Saldúa), por las charlas, risas y mates compartidos.

A todos los integrantes de las cátedras de Cerealicultura, Cultivos Industriales y Producción Vegetal, por su calidad humana.

A los investigadores que cumplieron el rol de expertos, por su tiempo y conocimiento.

A FAUBA y al IFEVA, por brindarme un lugar de trabajo.

Al IAI y a CONICET, por la financiación para llevar a cabo esta tesis.

A AACREA, especialmente a Matías Campos, María Celeste Gregoret, Fernando García Frugoni, Mercedes Prado, Gonzalo Roperio y Pío Alvelo y Araujo, por las bases de datos suministradas y las respuestas a mis consultas.

A mi madre, por su cariño incondicional, por enseñarme a no bajar los brazos, por alentarme a continuar a pesar de todo y por creer en mí.

A Maxi, por todo su amor.

DECLARACIÓN

“Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original, producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no ha sido presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución”

Ing. Agr. Florencia Rositano

PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS

- Rositano, F.; López, M.; Benzi, P. y Ferraro, D.O. 2012. Servicios de los ecosistemas: un recorrido por los beneficios de la naturaleza. *Revista Agronomía & Ambiente* 32(1-2): 49-60. FA-UBA, Buenos Aires, Argentina.
- Rositano, F. and Ferraro, D.O. 2014. Ecosystem services provided by agroecosystems: A qualitative and quantitative assessment of this relationship in the Pampa region, Argentina. *Environmental Management* 53(3): 606-619.

ÍNDICE GENERAL

Contenido	Página
ÍNDICE DE TABLAS	xiv
ÍNDICE DE FIGURAS	xviii
ABREVIATURAS	xxiv
Resumen	xxvi
Abstract	xxvii
 CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL	
1.1. Los ecosistemas agrícolas o agroecosistemas.....	2
1.2. La sustentabilidad de los agroecosistemas.....	3
1.3. Los servicios de los ecosistemas.....	5
1.4. La modelización de los ecosistemas.....	12
1.5. Las Redes Bayesianas como herramienta metodológica para la modelización de los servicios de los ecosistemas.....	13
1.6. Sitio de estudio: Los agroecosistemas pampeanos.....	15
1.6.1. Evaluación de la provisión de servicios de los ecosistemas en Región Pampeana.....	17
1.7. Objetivos de la tesis.....	18
1.8. Estructura de la tesis.....	19
 CAPÍTULO 2: ANÁLISIS CUALITATIVO DE LA PROVISIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS EN AGROECOSISTEMAS	
2.1. INTRODUCCIÓN.....	21
2.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	24
2.2.1. Sitio de estudio.....	24
2.2.2. Primera revisión bibliográfica.....	24
2.2.3. Segunda revisión bibliográfica.....	25
2.2.4. Elicitación del conocimiento cualitativo mediante entrevistas con expertos.....	26
2.2.5. Análisis cuantitativo de la estructura de la red conceptual general.....	29
2.2.6. Análisis de la calidad de la información cualitativa provista por expertos.....	30
2.3. RESULTADOS.....	31
2.3.1. Servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos.....	31
2.3.2. Descripción de la red conceptual general.....	37
2.3.3. Análisis estructural de la red conceptual general.....	42
2.3.4. Análisis de la calidad de la información cualitativa provista por expertos.....	44
2.4. DISCUSIÓN.....	46
2.5. CONCLUSIONES.....	49
 CAPÍTULO 3: PARAMETRIZACIÓN DE MODELOS CONCEPTUALES MEDIANTE LA METODOLOGÍA DE REDES BAYESIANAS	
3.1. INTRODUCCIÓN.....	52

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	53
3.2.1. Selección de los servicios de los ecosistemas a parametrizar.....	53
3.2.2. Descripción de la metodología probabilística de Redes Bayesianas.....	54
3.2.3. Construcción de las Redes Bayesianas.....	55
3.2.3.1. Aprendizaje estructural de la metodología de Redes Bayesianas.....	56
3.2.3.2. Aprendizaje paramétrico de la metodología de Redes Bayesianas....	56
3.2.4. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas.....	58
3.2.4.1. “ <i>One-at-a-time sensitivity analysis</i> ”.....	58
3.2.4.2. “ <i>Multiway sensitivity analysis</i> ”.....	58
3.2.5. Análisis de la calidad de la información cuantitativa provista por expertos.....	60
3.3. RESULTADOS.....	61
3.3.1. Descripción de las cuatro Redes Bayesianas.....	61
3.3.2. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas.....	66
3.3.2.1. “ <i>One-at-a-time sensitivity analysis</i> ”.....	66
3.3.2.2. “ <i>Multiway sensitivity analysis</i> ”.....	73
3.3.2.2.1. Escenarios hipotéticos.....	73
3.3.2.2.2. Escenario deseable vs. Escenario no deseable.....	74
3.3.3. Análisis de la calidad de la información cuantitativa provista por expertos.....	76
3.4. DISCUSIÓN.....	78
3.5. CONCLUSIONES.....	80
 CAPÍTULO 4: ESTIMACIÓN DE LA PROVISIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS EN TRES AGROECOSISTEMAS PAMPEANOS	
4.1. INTRODUCCIÓN.....	83
4.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	85
4.2.1. Sitio de estudio.....	85
4.2.2. Datos de simulación.....	87
4.2.3. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas.....	89
4.2.3.1. “ <i>Sensitivity to findings</i> ”.....	89
4.2.3.2. Modificación de los rangos de los estados de las variables de entrada presentes en las Redes Bayesianas.....	90
4.2.4. Estimación de la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas.....	91
4.2.4.1. Análisis exploratorio de los datos.....	91
4.2.4.2. Análisis de la influencia de la historia agrícola y del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas.....	92
4.2.4.2.1. Análisis de agrupamiento (“ <i>Cluster analysis</i> ”).....	94
4.2.4.2.2. Árboles de clasificación y regresión (CART).....	94
4.3. RESULTADOS.....	96
4.3.1. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas.....	96
4.3.1.1. “ <i>Sensitivity to findings</i> ”.....	96
4.3.1.2. Modificación de los rangos de los estados de las variables de entrada presentes en las Redes Bayesianas.....	99
4.3.2. Estimación de la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas.....	101
4.3.2.1. Análisis exploratorio de los datos.....	101
4.3.2.2. Análisis de la influencia de la historia agrícola sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas.....	103
4.3.2.3. Análisis de la influencia del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas.....	108

4.4. DISCUSIÓN.....	114
4.4.1. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas.....	114
4.4.2. Estimación de la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas.....	117
4.5. CONCLUSIONES.....	119
 CAPÍTULO 5: DISCUSIÓN GENERAL	
5.1. INTRODUCCIÓN.....	122
5.2. ANÁLISIS CUALITATIVO DE LA PROVISIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS.....	123
5.3. APROXIMACIÓN A LA METODOLOGÍA DE REDES BAYESIANAS...	125
5.3.1. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas.....	134
5.4. ANÁLISIS CUANTITATIVO DE LA PROVISIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS.....	135
5.5. CONCLUSIONES GENERALES.....	139
5.6. POSIBLES APLICACIONES FUTURAS.....	142
 BIBLIOGRAFÍA.....	227
 ANEXOS	
ANEXO 1: ENTREVISTA A EXPERTO – PRIMERA RONDA DE ENTREVISTAS.....	161
ANEXO 2: ENTREVISTA A EXPERTO – SEGUNDA RONDA DE ENTREVISTAS.....	165
ANEXO 3: REDES CONCEPTUALES INDIVIDUALES DE LA PROVISIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS EN AGROECOSISTEMAS PAMPEANOS.....	171
ANEXO 4.....	188
ANEXO 5.....	193

ÍNDICE DE TABLAS

Contenido	Página
CAPÍTULO 1	
Tabla 1.1: Características diferenciales entre ecosistemas naturales y agrícolas (Modificado de Odum 1969).	3
Tabla 1.2: Cuadro comparativo de las clasificaciones de servicios de los ecosistemas tomando como línea de base la categorización presentada por Daily (1997). Los cuadros grises representan la falta de información en la clasificación, aunque no implica que no se encuentren incluidos en la clasificación correspondiente. Referencias: ⁽¹⁾ Protección frente a depredadores, enfermedades y parásitos (Wallace 2007).	9
Tabla 1.3: Oferta relativa de servicios de los ecosistemas para tres períodos de tiempo según el método de valoración funcional (i.e. metodología basada en la identificación de atributos físicos y biológicos que pueden ser asociados, directa o indirectamente, a la provisión de servicios de los ecosistemas) (0-100). (Adaptado de Carreño y Viglizzo 2011)	18
CAPÍTULO 2	
Tabla 2.1: Expertos considerados en el proceso de elicitación del conocimiento cualitativo, junto con su correspondiente afiliación académica, campo de experticia y ronda de entrevista en la cual participó (1º: primer ronda de entrevistas, y 2º: segunda ronda de entrevistas). El nombre de los expertos no se menciona con el objetivo de mantener el anonimato de los mismos. Referencias: ¹ FAUBA = Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; ² IFEVA = Instituto de Fisiología y Ecología Vinculadas a la Agricultura; ³ UM = Universidad de Morón; ⁴ INTA = Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; ⁵ UNSL = Universidad Nacional de San Luis; ⁶ UNMdP = Universidad Nacional de Mar del Plata; ⁷ INBA = Instituto Nacional de Biotecnología Agropecuaria; ⁸ IPNI = <i>International Plant Nutrition Institute</i> .	26
Tabla 2.2: Listado de servicios de los ecosistemas provistos por agroecosistemas, en base a los siguientes nueve autores (ordenados alfabéticamente): 1) Björklund et al. (1999); 2) Dale y Polasky (2007); 3) Khan y Sharma (2009); 4) Porter et al. (2009); 5) Rótolo y Francis (2008); 6) Sandhu et al. (2007); 7) Swift et al. (2004); 8) Swinton et al. (2007); y 9) Zhang et al. (2007). Este grupo de publicaciones se obtuvo a partir de una revisión bibliográfica realizada en Scopus a comienzos del año 2009, utilizando los términos “servicios de los ecosistemas + agroecosistemas” o “servicios de los ecosistemas + agricultura”. Los servicios de los ecosistemas se encuentran ordenados de acuerdo a la frecuencia de aparición dentro de los nueve artículos relevados.	31
Tabla 2.3: Clasificación de los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos, incorporando la escala espacial a las cuales operan y en las cuales una posible deficiencia en su provisión afectará la sustentabilidad de estos agroecosistemas. (Basada en MEA 2005)	35
Tabla 2.4: Cantidad de publicaciones revisadas durante el proceso de revisión	37

bibliográfica y, posteriormente, utilizadas para el desarrollo de cada una de las redes conceptuales individuales donde se representaron los vínculos entre los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos, el ambiente y las prácticas de manejo agrícola. Aclaración: Las publicaciones “Revisadas” incluyen a aquellas “Utilizadas”.

Tabla 2.5: Clasificación de las variables presentes en la red conceptual general de acuerdo a la siguiente categorización: variable de decisión, variable de entrada, variable de estado, proceso, e indicador de la provisión del servicio del ecosistema (IPSE). 39

CAPÍTULO 3

Tabla 3.1: Expertos considerados en el proceso de elicitación del conocimiento cuantitativo, junto con su correspondiente afiliación académica y campo de experticia. El nombre de los expertos no se menciona con el objetivo de mantener el anonimato de los mismos. Referencias: ¹FAUBA = Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; ²IFEVA = Instituto de Fisiología y Ecología Vinculadas a la Agricultura; ³UM = Universidad de Morón; ⁴INTA = Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; ⁵UNSL = Universidad Nacional de San Luis; ⁶UNMdP = Universidad Nacional de Mar del Plata; ⁷INBA = Instituto Nacional de Biotecnología Agropecuaria; ⁸IPNI = *International Plant Nutrition Institute*. 56

Tabla 3.2: Escenarios deseable y no deseable para cada una de las variables de entrada que determinan una variación en cada una de las variables respuesta: a) Contenido de C en suelo, b) N disponible en suelo, c) Desnitrificación, y d) Concentración de NO₃ en agua subterránea. 59

Tabla 3.3: Descripción de los intervalos de los estados de las variables de entrada presentes en las cuatro Redes Bayesianas, y la fuente de información bibliográfica que se consultó con el fin de generar cada uno de estos intervalos. 65

Tabla 3.4: Ranking de influencia de las variables de entrada sobre las variables respuesta presentes en cada modelo cuantitativo: 1) Alto Contenido de C en suelo, 2) Alto N disponible en suelo, 3) Alta Desnitrificación, y 4) Alta Concentración de NO₃ en agua subterránea. Esta información se obtuvo del panel A1 de las Figuras 3.6 a 3.9 en donde se representan los resultados correspondientes al análisis de sensibilidad “*One-at-a-time*”. 67

CAPÍTULO 4

Tabla 4.1: Propiedades biofísicas de los tres agroecosistemas pampeanos seleccionados con el objetivo de estimar su provisión de cuatro servicios de los ecosistemas. La caracterización aquí presentada representa el promedio o la clase más frecuente de los departamentos/partidos que conforman cada zona agrícola. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur. (Fuente: Cruzate et al. 2008a y 2008b; Panigatti et al. 2008) 86

Tabla 4.2: Grupos CREA pertenecientes a cada zona agrícola que suministraron información productiva para estimar la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur; CREA = Consorcio Regional de 87

Experimentación Agrícola.

Tabla 4.3: Localidades ubicadas en cada una de las tres zonas agrícolas de las cuales se obtuvo información climática y edáfica. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur. 88

Tabla 4.4: Variables de entrada edáficas y climáticas que componen cada uno de los modelos cuantitativos, junto con la fuente de información a partir de la cual se determinaron sus distribuciones de probabilidad marginal para cada zona agrícola bajo estudio. Estas variables de entrada fueron presentadas previamente (i.e. descripción de cada una de ellas junto con sus estados y rangos correspondientes) en la Tabla 3.3 del Capítulo 3. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur; INTA = Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; SMN = Servicio Meteorológico Nacional. 88

Tabla 4.5: Cantidad de información productiva (i.e. cantidad de lotes) utilizada para la estimación de la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas a partir de lotes con distinta historia agrícola (menos de 5 años y más de 10 años bajo agricultura continua) para la zona Centro de Buenos Aires. La cantidad de lotes registrados corresponde a las diez campañas agrícolas. 92

Tabla 4.6: Cantidad de información productiva (i.e. cantidad de lotes) utilizada para la estimación de la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas con distintos cultivos antecesores (maíz, trigo, soja y pastizal natural) en tres agroecosistemas pampeanos: 1) Norte de Córdoba, 2) Centro de Buenos Aires, y 3) Litoral Sur. La cantidad de lotes registrados corresponde a las diez campañas agrícolas bajo estudio. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur. 93

Tabla 4.7: Ranking de las variables de entrada como resultado del análisis “*sensitivity to findings*” para cada variable respuesta: a) Contenido de C en suelo, b) N disponible en suelo, c) Desnitrificación, y d) Concentración de NO_3 en agua subterránea. El ranking de variables de entrada se muestra para cada uno de los tres agroecosistemas pampeanos bajo estudio. Las variables se encuentran ordenadas jerárquicamente de acuerdo a su grado de influencia sobre la variable respuesta. Los valores entre paréntesis corresponden a los valores del escalar información recíproca (I). Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur; N = nitrógeno. 97

Tabla 4.8: Descripción de la variación en los rangos de los estados de las variables de entrada presentes en las cuatro Redes Bayesianas. Las variables de entrada Riego y Textura del suelo poseen estados cualitativos, por lo cual permanecieron constantes en los cuatro escenarios y no se incorporaron en la tabla. Los rangos originales de las restantes variables de entrada se encuentran en la Tabla 3.3 (ver Capítulo 3). 100

Tabla 4.9: ANOVA para las variables respuesta de cada modelo cuantitativo. Las variables respuesta son: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Referencias: SCT = Suma de cuadrados de los tratamientos; gl = grados de libertad; SCE = Suma de cuadrados de los errores; F = estadístico F de Levene. 106

Tabla 4.10: ANOVA para las variables respuesta de cada modelo cuantitativo. Las variables respuesta son: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO_3 en agua 110

subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Referencias: SCT = Suma de cuadrados de los tratamientos; gl = grados de libertad; SCE = Suma de cuadrados de los errores; F = estadístico F de Levene.

Tabla 4.11: Resumen de la influencia de cuatro factores sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos. Los cuatro factores bajo análisis son: a) zona agrícola, b) cultivo (i.e. uso agrícola actual del suelo), c) historia agrícola, y d) cultivo antecesor. Los cuatro servicios de los ecosistemas se representan en aquel estado con mayor relación con la sustentabilidad de los agroecosistemas pampeanos: a) Alto Contenido de C en suelo, b) Alto N disponible en suelo, c) Baja Concentración de NO₃ en agua subterránea, y d) Baja Desnitrificación. La categorización aquí presentada representa el promedio probabilístico (en porcentaje) de los resultados obtenidos para cada factor: a) Bajo = 0 – 25%; b) Medio Bajo = 26 – 50%; c) Medio Alto = 51 – 75%; y d) Alto = 76 – 100%. En el caso de los factores zona agrícola e historia agrícola, se hizo un promedio por cultivo y campaña agrícola. En el caso del factor cultivo, se hizo un promedio por zona agrícola y campaña agrícola; mientras que en el caso del factor cultivo antecesor, el promedio se realizó por zona agrícola, cultivo y campaña agrícola. Referencias: C = Carbono; N = Nitrógeno; NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur; B = Bajo; MB = Medio Bajo; MA = Medio Alto; A = Alto. 120

CAPÍTULO 5

Tabla 5.1: Comparación de los distintos protocolos que, actualmente, se encuentran en la literatura científica con el objetivo de valorar ecológicamente la provisión de servicios de los ecosistemas. Referencias: ARIES = *ARtificial Intelligence for Ecosystem Services*; InVEST = *Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs*; RIOS = *Resource Investment Optimization System*; C = Carbono; N = Nitrógeno; GIS = *Geographic Information System*. 127

Tabla 5.2: Análisis FODA (Fortalezas, Oportunidades, Debilidades, y Amenazas) de la aplicación de la metodología de Redes Bayesianas al modelado de la provisión de servicios de los ecosistemas. (Extraído de Landuyt et al. 2013) 131

Tabla 5.3: Impactos futuros del cambio climático en el sector agrícola de la Región Pampeana. (Extraído de la página web del IPCC que obtuvo los datos del artículo publicado por Magrin y Travasso (2002)) 142

Tabla 5.4: Cambios proyectados en las temperaturas y precipitaciones para América del Sur. (Extraído de la página web del IPCC) Referencias: J/J/A = Junio/Julio/Agosto; D/E/F = Diciembre/Enero/Febrero. 143

ÍNDICE DE FIGURAS

Contenido	Página
CAPÍTULO 1	
Figura 1.1: Dimensiones ecológica, social y económica que deberían ser contempladas en el análisis de sustentabilidad. La conjunción entre las tres esferas corresponde al ideal de análisis de la sustentabilidad de los agroecosistemas.	4
Figura 1.2: Cantidad de publicaciones por año relevadas utilizando los términos " <i>ecosystem services</i> " o " <i>ecological services</i> ", mediante una búsqueda bibliográfica en Scopus hasta el año 2012. Se incorporó una cronología indicando los eventos históricos más significativos relacionados con el desarrollo de los conceptos de "medio ambiente" (conferencias internacionales) y "servicios de los ecosistemas" (libros y publicaciones en revistas científicas). Referencias: 1) IPCC: <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> ; y 2) MEA: <i>Millennium Ecosystem Assessment</i> . (Basado en Fisher et al. 2009)	6
Figura 1.3: Vinculación entre servicios de los ecosistemas y sustentabilidad. La producción de bienes (e.g. fibras, granos) en sistemas agrícolas se ve beneficiada por servicios provistos por aquellos ecosistemas naturales que los rodean (e.g. polinización, ciclado de nutrientes, recursos genéticos, control biológico). El manejo de los sistemas productivos (i.e. prácticas agrícolas) puede afectar la habilidad de los ecosistemas de proveer servicios; es decir, no sólo se reduce la cantidad sino también la calidad de esos servicios (línea fina). Esto ocurre en sistemas productivos bajo un manejo no sustentable; sin embargo, el manejo sustentable mantiene a los servicios de los ecosistemas en niveles deseables de provisión (línea gruesa).	12
Figura 1.4: Ejemplos de estructura válida (a) y estructura no válida (b) de modelos conceptuales para su posterior parametrización mediante Redes Bayesianas. (Adaptado de Norsys Software Corp. 2009)	15
Figura 1.5: Localización de la Región Pampeana y sus sub-regiones: 1) Pampa Ondulada, 2) Pampa Interior, 3) Pampa Semiárida, 4) Pampa Mesopotámica, 5) Pampa Deprimida, y 6) Pampa Arenosa. (Basada en Viglizzo et al. 2003)	16
CAPÍTULO 2	
Figura 2.1: Ejemplos de los dos mecanismos de interdependencia posibles entre servicios de los ecosistemas: 1) interacciones directas (i.e. conexiones lógicas entre servicios), e 2) interacciones indirectas (i.e. conexiones entre servicios mediadas por un <i>driver</i> independiente). Las flechas corresponden a relaciones positivas (i.e. sinergias) o negativas (i.e. compromisos o <i>trade-offs</i>), que dependerán de los servicios de los ecosistemas involucrados en el análisis. En el Sector 1, un <i>driver</i> afecta al Servicio A que no afecta al Servicio B. En el Sector 2, el <i>driver</i> afecta a los dos servicios pero éstos no tienen tampoco relación entre ellos. En los Sectores 3 y 4, los servicios tienen una interacción unidireccional; es decir, la provisión del Servicio A afecta la provisión del Servicio B, pero no ocurre lo mismo en la situación inversa. En	22

los Sectores 5 y 6, se observa una interacción bidireccional entre los servicios de los ecosistemas involucrados. En este sentido, la provisión del Servicio A afecta la provisión del Servicio B, y viceversa. (Adaptado de Bennett et al. 2009)

Figura 2.2: Esquematación de las dos rondas de entrevistas basadas en la técnica *Delphi* aplicadas al panel de expertos seleccionado. (Basado en Léger y Naud 2009) 28

Figura 2.3: Escala cuantitativa utilizada para evaluar el nivel de conocimiento de los expertos entrevistados durante la primera ronda de entrevistas sobre el tema representado en cada una de las redes conceptuales individuales. (Basado en Krayen von Kraus et al. 2004) 31

Figura 2.4: Red conceptual general en donde se representan los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos. Referencias: círculos representan variables de entrada, triángulos hacia abajo representan variables de decisión, cuadrados representan variables de estado, triángulos representan procesos, y diamantes representan indicadores de provisión de servicios de los ecosistemas. Presencia de BV/VP/R: Presencia de bordes vegetados/vegetación permanente/refugios; CE y A de la comunidad de P y A: Composición específica y abundancia de la comunidad de plantas y animales; CE y A/I de P/M/E: Composición específica y abundancia/incidencia de plagas, malezas y enfermedades. 41

Figura 2.5: Relación entre OUT-Freeman degree y Poder de Bonacich (valores absolutos) para las variables de entrada (A), las variables de decisión (B), las variables de estado (C) y los procesos (D) que conforman la red conceptual general. Los cuatro gráficos están divididos en cuatro cuadrantes: I. Bajo OUT-Freeman degree y Alto Poder de Bonacich; II. Alto OUT-Freeman degree y Alto Poder de Bonacich; III. Bajo OUT-Freeman degree y Bajo Poder de Bonacich; y IV. Alto OUT-Freeman degree y Bajo Poder de Bonacich. Referencias: 1. Protección vegetal, 2. Sistema de labranza, 3. Densidad de siembra, 4. Fecha de siembra, 5. Elección de genotipo. Presencia de BV/VP/R: Presencia de bordes vegetados/vegetación permanente/refugios; CE y A de la comunidad de P y A: Composición específica de la comunidad de plantas y animales; CE y A/I de P/M/E: Composición específica y abundancia/incidencia de plagas, malezas y enfermedades. 43

Figura 2.6: Conocimiento experto entre 0 y 10 (A) y desacuerdo en el conocimiento del panel de expertos (B) para cada uno de los ocho servicios de los ecosistemas seleccionados. El desacuerdo entre los expertos está representado por el coeficiente de variación (%) del conocimiento experto. Referencias: Mantenimiento de la estructura = Mantenimiento de la estructura del suelo; Regulación de adv. bióticas = Regulación de adversidades bióticas; Control de cont. del H₂O subt. = Control de contaminación del agua subterránea; Mantenimiento de riqueza de sp = Mantenimiento de la riqueza de especies. 45

CAPÍTULO 3

Figura 3.1: Esquematación de la metodología probabilística de Redes Bayesianas a partir de sus dos etapas principales: 1) aprendizaje estructural, y 2) aprendizaje paramétrico. Los colores de los círculos que encierran cada uno de los elementos constitutivos de la formulación del Teorema de Bayes 55

se corresponden con aquellos que encierran cada uno de los nodos presentes en la representación gráfica de una Red Bayesiana y en la Tabla de Probabilidad Condicional.

Figura 3.2: Red Bayesiana representando el servicio de soporte o apoyo Balance de carbono (C) del suelo, y su indicador de provisión Contenido de C en suelo. **62**

Figura 3.3: Red Bayesiana representando el servicio de soporte o apoyo Balance de nitrógeno (N) del suelo, y su indicador de provisión N disponible en suelo. **63**

Figura 3.4: Red Bayesiana representando el servicio de regulación Control de emisión de N_2O , y su indicador de provisión Desnitrificación. **63**

Figura 3.5: Red Bayesiana representando el servicio de regulación Control de contaminación del agua subterránea, y su indicador de provisión Concentración de NO_3 en agua subterránea. **64**

Figura 3.6: Diagrama tornado para la variable respuesta Contenido de C en suelo en sus estados Alto (paneles A1 y B1) y Bajo (paneles A2 y B2), para el escenario en que cada variable de entrada se encuentra en su estado Alto al 100% (panel A) y en su estado Bajo al 100% (panel B). Referencias: Δ = variación. **68**

Figura 3.7: Diagrama tornado para la variable respuesta N disponible en suelo en sus estados Alto (paneles A1 y B1) y Bajo (paneles A2 y B2), para el escenario en que cada variable de entrada se encuentra en su estado Alto al 100% (panel A) y en su estado Bajo al 100% (panel B). Referencias: N = Nitrógeno; Δ = variación. **70**

Figura 3.8: Diagrama tornado para la variable respuesta Desnitrificación en sus estados Alto (paneles A1 y B1) y Bajo (paneles A2 y B2), para el escenario en que cada variable de entrada se encuentra en su estado Alto al 100% (panel A) y en su estado Bajo al 100% (panel B). Referencias: N = Nitrógeno; Δ = variación. **71**

Figura 3.9: Diagrama tornado para la variable respuesta Concentración de NO_3 en agua subterránea en sus estados Alto (paneles A1 y B1) y Bajo (paneles A2 y B2), para el escenario en que cada variable de entrada se encuentra en su estado Alto al 100% (panel A) y en su estado Bajo al 100% (panel B). Las variables Riego y Textura del suelo presentan un asterisco debido a que son variables cualitativas con dos estados cada una. En el panel A, la variable Riego se encuentra en su estado Presencia, y la variable Textura del suelo en su estado Gruesa. En el panel B, la variable Riego se encuentra en su estado Ausencia, mientras que la variable Textura del suelo en su estado Fina. Referencias: Δ = variación. **72**

Figura 3.10: Respuesta probabilística de los estados Alto, Medio y Bajo de cada una de las variables respuesta a los escenarios hipotéticos generados para las variables de entrada de cada Red Bayesiana. Las variables respuesta de cada modelo son: A) Contenido de C en suelo, B) N disponible en suelo, C) Desnitrificación, y D) Concentración de NO_3 en agua subterránea. Referencias: EH = Escenario hipotético. EH 1: todas las variables de entrada con su estado Alto al 100%; EH 2: todas las variables de entrada con sus estados Alto y Medio al 50% cada uno; EH 3: todas las variables de entrada con sus estados Medio y Bajo al 50% cada uno; EH 4: todas las variables de entrada con su estado Bajo al 100%. **74**

Figura 3.11: Respuesta probabilística de los estados Alto, Medio y Bajo al **75**

Escenario deseable y al Escenario no deseable generados para cada una de las variables respuesta de las Redes Bayesianas: A) Contenido de C en suelo, B) N disponible en suelo, C) Desnitrificación, y D) Concentración de NO_3 en agua subterránea.

Figura 3.12: Conocimiento experto entre 0 y 10 (A) y desacuerdo en el conocimiento del panel de expertos (B) para cada uno de los cuatro servicios de los ecosistemas seleccionados para parametrizar mediante la metodología de Redes Bayesianas. El desacuerdo entre los expertos está representado por el coeficiente de variación (%) del conocimiento experto. Referencias: Control de cont. del H_2O subt. = Control de contaminación del agua subterránea.

77

CAPÍTULO 4

Figura 4.1: Agroecosistemas pampeanos seleccionados para estimar la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas. Los distintos tonos de gris corresponden a cada una de las sub-regiones pampeanas previamente nombradas en la Figura 1.5 del Capítulo 1. Los departamentos/partidos delineados y rayados son aquellos de los cuales se obtuvo la información productiva y ambiental (ver Sección 4.2.2. Datos de simulación) con el objetivo de estimar la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas.

85

Figura 4.2: Respuesta probabilística de la variable respuesta de cada Red Bayesiana a la modificación de los rangos originales de los estados de las variables de entrada para la zona agrícola Norte de Córdoba. La comparación se realiza con respecto a los rangos originales y sus respectivos valores de probabilidad en cada una de las variables respuesta: A) Contenido de C en suelo, B) N disponible en suelo, C) Desnitrificación, y D) Concentración de NO_3 en agua subterránea.

101

Figura 4.3: Respuesta probabilística de cada una de las cuatro variables respuesta en relación a las tres zonas agrícolas bajo estudio. Las variables respuesta de cada modelo son: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Las cajas representan los cuartiles Q1 (25% de los datos), Q2 o mediana (50% de los datos), y Q3 (75% de los datos) para cada zona, considerando las diez campañas agrícolas (2000/2001 – 2009/2010) y los tres cultivos (trigo, maíz y soja) bajo estudio. Los bigotes representan los valores Mínimo y Máximo de cada situación. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur.

102

Figura 4.4: Respuesta probabilística de cada una de las cuatro variables respuesta en relación a los tres cultivos (i.e. uso agrícola actual del suelo) bajo estudio. Las variables respuesta de cada modelo son: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Las cajas representan los cuartiles Q1 (25% de los datos), Q2 o mediana (50% de los datos), y Q3 (75% de los datos) para cada cultivo, considerando las diez campañas agrícolas (2000/2001 – 2009/2010) y las tres zonas agrícolas (Norte de Córdoba, Centro de Buenos Aires, y Litoral Sur) bajo estudio. Los bigotes representan los valores Mínimo y Máximo de cada situación.

103

Figura 4.5: Tasa de error en la clasificación (r) de la base de datos correspondiente al análisis de la influencia de la historia agrícola sobre la

104

provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en agroecosistemas pampeanos.

Figura 4.6: Valores medios de probabilidad de cada variable respuesta en cada uno de los cinco *clusters* obtenidos. Las variables respuesta de cada modelo son: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO₃ en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Los números entre paréntesis corresponden a la cantidad de casos presentes en cada cluster. Referencias: CL = *cluster*; Concentración de nitratos = Concentración de nitratos en agua subterránea. **105**

Figura 4.7: Árbol de clasificación de la influencia de la historia agrícola sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en agroecosistemas pampeanos, utilizando los *clusters* identificados mediante la metodología *K-means* representados en la Figura 4.6. N indica la cantidad de casos en ese nodo del árbol de clasificación. Los nodos con borde punteado corresponden a los nodos terminales. Las columnas dentro de cada nodo corresponden al histograma representando la distribución de *clusters*; y el número en el centro, el *cluster* más frecuente de ese nodo (con la cantidad de casos entre paréntesis). **107**

Figura 4.8: Ranking de importancia de las variables Campaña agrícola, Cultivo e Historia agrícola determinado por el árbol de clasificación representado en la Figura 4.7. **108**

Figura 4.9: Tasa de error en la clasificación (*r*) de la base de datos correspondiente al análisis de la influencia del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en agroecosistemas pampeanos. **109**

Figura 4.10: Valores medios de probabilidad de cada variable respuesta en cada uno de los cinco *clusters* obtenidos. Las variables respuesta de cada modelo son: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO₃ en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Los números entre paréntesis corresponden a la cantidad de casos presentes en cada *cluster*. Referencias: CL = *cluster*; Concentración de nitratos = Concentración de nitratos en agua subterránea. **110**

Figura 4.11: Árbol de clasificación de la influencia del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en agroecosistemas pampeanos, utilizando los *clusters* identificados mediante la metodología *K-means* representados en la Figura 4.10. N indica la cantidad de casos en ese nodo del árbol de clasificación. Los nodos con borde punteado corresponden a los nodos terminales. Las columnas dentro de cada nodo corresponden al histograma representando la distribución de *clusters*; y el número en el centro, el *cluster* más frecuente de ese nodo (con la cantidad de casos entre paréntesis). Referencias: LS = Litoral Sur; NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; M = Maíz; T = Trigo; P = Pastizal natural. **112**

Figura 4.12: Ranking de importancia de las variables Campaña agrícola, Zona agrícola, Cultivo y Cultivo antecesor determinado por el árbol de clasificación representado en la Figura 4.11. **113**

CAPÍTULO 5

Figura 5.1: Respuesta probabilística de cada una de las cuatro variables respuesta en relación a las tres zonas agrícolas bajo estudio. Las variables **138**

respuesta de cada modelo son: A) Contenido de C en suelo, B) N disponible en suelo, C) Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Desnitrificación. En cada uno de los cuatro casos, se encuentra representado aquel estado con mayor relación con la sustentabilidad de los agroecosistemas pampeanos: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur; C = Carbono; N = Nitrógeno.

Figura 5.2: Representación esquemática del recorrido lógico seguido en esta tesis incorporando los productos principales, los procesos, las metodologías de análisis y los interrogantes surgidos.

ABREVIATURAS

Abreviatura	Significado
AACREA	Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola
AAPRESID	Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa
ANOVA	<i>Analysis of variance</i>
ARIES	<i>ARtificial Intelligence for Ecosystem Services</i>
BPA	Buenas Prácticas Agrícolas
C	Carbono
CART	<i>Classification and Regression Trees</i>
CBA	Centro de Buenos Aires
CE y A de la comunidad de P y A	Composición específica y abundancia de la comunidad de plantas y animales
CE y A/I de P/M/E	Composición específica y abundancia/incidencia de plagas, malezas y enfermedades
CH ₄	Metano
CL	<i>Cluster</i>
CO ₂	Dióxido de Carbono
COS	Carbono Orgánico del Suelo
CREA	Consorcios Regionales de Experimentación Agrícolas
CV	Coefficiente de Variación
DPM	Distribución de Probabilidad Marginal
ECOSER	<i>Ecosystem Services</i>
EEA	Estación Experimental Agropecuaria
e.g.	Por ejemplo
EH	Escenario Hipotético
et al.	Y otros
F	F de Levene
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
FAUBA	Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires
FODA	Análisis de Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas
GIS	<i>Geographic Information System</i>
gl	Grados de libertad
H ₂ O	Agua
ha	Hectárea
I	Información recíproca
i.e.	Es decir
IFEVA	Instituto de Fisiología y Ecología Vinculadas a la Agricultura
INBA	Instituto Nacional de Biotecnología Agropecuaria
INTA	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
InVEST	<i>Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs</i>
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>

IPNI	<i>International Plant Nutrition Institute</i>
IPSE	Indicador de provisión del servicio del ecosistema
K	Potasio
kg	Kilogramo
LS	Litoral Sur
MEA	<i>Millenium Ecosystem Assessment</i>
mm	Milímetros
MOS	Materia Orgánica del Suelo
N	Nitrógeno
N ₂ O	Óxido nitroso
NC	Norte de Córdoba
NO ₃	Nitratos
NO _x	Óxidos de nitrógeno
OAT	<i>One-at-a-time</i>
°C	Grados Centígrados
OUT-FD	<i>Out-Freeman degree</i>
P	Fósforo
PB	<i>Poder de Bonacich</i>
PO ₄	Fosfato
PP	Precipitaciones
ppm	Partes por millón
PPN	Productividad Primaria Neta
Presencia de BV/VP/R	Presencia de bordes vegetados / vegetación permanente / refugios
RB _s	Redes Bayesianas
RIOS	<i>Resource Investment Optimization System</i>
S	Azufre
SAGYP	Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca
SCE	Suma de Cuadrados del Error
SCT	Suma de Cuadrados del Tratamiento
SE	Servicios de los ecosistemas
SMN	Servicio Meteorológico Nacional
STF	<i>Sensitivity to findings</i>
tn	Toneladas
T°	Temperatura
TPC	Tabla de Probabilidad Condicional
UM	Universidad de Morón
UNMdP	Universidad Nacional de Mar del Plata
UNSL	Universidad Nacional de San Luis
VT	Variación con respecto al testigo
VUE	<i>Visual Understanding Environment</i>

SUSTENTABILIDAD DE LOS AGROECOSISTEMAS PAMPEANOS: ANÁLISIS CUALITATIVO Y CUANTITATIVO DE LA PROVISIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS

Resumen

La conversión de ecosistemas naturales en sistemas agrícolas ha promovido un creciente interés por la sustentabilidad de los agroecosistemas, pudiendo ser evaluada a través de su capacidad de proveer servicios de los ecosistemas (SE). El abordaje de esta temática se realizó a partir del desarrollo de un modelo conceptual representando, de manera cualitativa, el conjunto de variables que determinan la provisión de ocho SE (Balance de C del suelo, Balance de N del suelo, Mantenimiento de la estructura del suelo, Balance hídrico en el suelo, Control de emisión de N_2O , Regulación de adversidades bióticas, Control de contaminación del agua subterránea, Mantenimiento de la riqueza de especies) en Región Pampeana. La parametrización de cuatro sectores (Balance de C y N del suelo, Control de emisión de N_2O , Control de contaminación del agua subterránea) desprendidos del modelo conceptual se realizó mediante una metodología probabilística denominada Redes Bayesianas, en la cual se vislumbran de manera clara y sencilla el conocimiento y la incertidumbre inherentes al funcionamiento de los agroecosistemas. Posteriormente, la aplicación (y cuantificación) de dichos modelos en tres zonas agrícolas pampeanas con distintas características agro-ecológicas permitió establecer los niveles de provisión de los SE seleccionados. Los aportes originales más destacados de esta tesis fueron los siguientes: 1) presencia de tres relaciones negativas (*trade-offs*) y dos positivas (sinergias) entre SE; 2) ausencia de un patrón diferencial de influencia de variables ambientales y variables productivas sobre la provisión de SE tanto desde un punto de vista cualitativo como cuantitativo; y 3) nivel de provisión de SE seleccionados, en términos probabilísticos, mayor al 50% salvo en el caso de Balance de N del suelo (que no superó el valor de 20%). El enfoque analítico aquí desarrollado puede ser de utilidad para 1) evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas pampeanos desde una dimensión ecológica, y/o 2) asistir a los *stakeholders* en la toma de decisiones con el objetivo de llevar a cabo estrategias sustentables de uso de la tierra.

Palabras clave: agroecosistemas, sustentabilidad, servicios de los ecosistemas, modelos conceptuales, Redes Bayesianas, Región Pampeana

SUSTAINABILITY OF PAMPEAN AGROECOSYSTEMS: QUALITATIVE AND QUANTITATIVE ANALYSIS OF ECOSYSTEM SERVICES PROVISION

Abstract

The conversion of natural ecosystems into agricultural systems has fostered a growing interest in agroecosystems sustainability, which can be evaluated by their ability to provide ecosystem services (ES). Addressing this issue, it was developed a conceptual model in order to represent a set of variables which determine the provision of eight ES (Soil C balance, Soil N balance, Soil structural maintenance, Soil water balance, N₂O emission control, Regulation of biotic adversities, Groundwater contamination control, Biodiversity maintenance) in the Pampa region. The parameterization of four sectors (Soil C balance, Soil N balance, N₂O emission control, Groundwater contamination control) detached from the conceptual model was performed through a probabilistic methodology called Bayesian Networks, which show the knowledge and uncertainty inherent to agroecosystems functioning in a clear and simple way. Subsequently, these models were applied (and quantified) into three Pampean agroecosystems with different agro-ecological characteristics in order to obtain the provision level of these ES. The most important original contributions of this thesis were: 1) presence of three negative (trade- offs) and two positive (synergies) relationships among ES; 2) absence of a differential pattern of influence of environmental and management variables on ES provision from both a qualitative and a quantitative point of view; and 3) ES provision level, in probabilistic terms, higher than 50% except in the case of Soil N balance (which did not exceed the value of 20%). The analytical approach developed here can be useful to 1) assess the sustainability of Pampean agroecosystems from an ecological dimension, and/or 2) assist stakeholders in making decisions in order to carry out sustainable land-use strategies.

Keywords: agroecosystems, sustainability, ecosystem services, conceptual models, Bayesian Networks, Pampa region

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL*

*Parte del contenido de este capítulo fue publicado en: Rositano, F.; López, M.; Benzi, P. y Ferraro, D.O. 2012. Servicios de los ecosistemas: un recorrido por los beneficios de la naturaleza. *Revista Agronomía & Ambiente* 32(1-2): 49-60. FA-UBA, Buenos Aires, Argentina.

1.1. Los ecosistemas agrícolas o agroecosistemas

Un ecosistema es un sistema formado por una comunidad natural y el ambiente físico que lo rodea (Chapin et al. 2002). El vasto conjunto de ecosistemas puede clasificarse en cuatro tipos diferentes según la fuente, nivel y cantidad de energía que utilizan: 1) naturales no subsidiados, aquellos que funcionan con energía solar (e.g. mar abierto, bosques, pastizales, sabanas no antropizadas); 2) naturales subsidiados, aquellos que funcionan con energía solar y están subsidiados por otras energías naturales (e.g. estuarios en zonas de mareas, algunos bosques tropicales); 3) humanos subsidiados, aquellos que funcionan con energía solar y están subsidiados con energía aportada por el hombre (e.g. acuicultura, ganadería); y 4) urbano-industriales, aquellos tecnecosistemas que funcionan con combustible (energía de combustibles fósiles u otros combustibles orgánicos o nucleares) (e.g. ciudades, suburbios, parques industriales) (Odum 1978).

Los ecosistemas agrícolas o agroecosistemas se incluyen dentro de los ecosistemas humanos subsidiados. En estos sistemas, el mosaico de cultivos y de distintos tipos de explotación suele tener una tasa de recambio en el tiempo mucho mayor con respecto a la de sistemas naturales (Tabla 1.1). Los agroecosistemas presentan modificaciones importantes en cuanto a su estructura (i.e. componentes bióticos y abióticos) y a su funcionamiento (i.e. procesos ecológicos) en comparación a los sistemas naturales que reemplazan, como resultado de la acción del ser humano (Tabla 1.1) (Coleman y Hendrix 1988; Soriano y Aguiar 1998). Respecto a los componentes del sistema, se han documentado reducciones del contenido de materia orgánica del suelo, cambios en la abundancia y diversidad de la biota del suelo, y acumulación de compuestos tóxicos en suelo y agua, como consecuencia del establecimiento de un agroecosistema (Matson et al. 1997). En cuanto a los procesos ecológicos, hay evidencias de cambios sustanciales en relación a la dinámica de los mecanismos evolutivos, la competencia, herbivoría, depredación y facilitación entre poblaciones vegetales así como alteraciones en los ciclos de los nutrientes (Soriano y Aguiar 1998). Aunque el proceso de agriculturización provoque alteraciones, estos procesos continúan vigentes en los agroecosistemas pero están sometidos a regulaciones derivadas de la presencia del cultivo (Conway 1987).

Los paisajes agrarios más antiguos pueden entenderse como el resultado de la integración creativa de los grupos humanos en distintos tipos de ecosistemas. Las modificaciones ecológicas, sociales y económicas generadas por el proceso de agriculturización sobre los ecosistemas (Matson et al. 1997; Soriano y Aguiar 1998; Gómez Sal 2007) responden principalmente al proceso de intensificación de la agricultura con el fin de satisfacer las necesidades humanas de alimentos, fibras y otros productos agrícolas (Conway 1987; Zhang et al. 2007), y debieran estar vinculadas a la conservación de su integridad y funcionalidad en el largo plazo. La idea de que la intensificación agrícola está asociada directamente a la degradación ambiental es un tema reciente (Farshad y Zinck 1993; Moolenaar et al. 1997; Girardin et al. 1999). En este sentido, la intensificación agrícola puede tener consecuencias negativas a nivel local (e.g. incremento de la erosión, disminución de la fertilidad del suelo, reducción de la biodiversidad), regional (e.g. contaminación del agua subterránea, eutrofización de ríos y lagos), y global (e.g. impacto en los componentes de la atmósfera y en el clima) (Matson et al. 1997). Un manejo adecuado de los agroecosistemas implica, necesariamente, conocer el rol de sus distintos componentes naturales así como los efectos de las prácticas de manejo agrícola sobre estos componentes (Ferraro 2005). A pesar de ello, en muchas ocasiones, y debido a los numerosos factores que intervienen

en un proceso que se desarrolla durante períodos de tiempo muy prolongados, el resultado ha sido de degradación y colapso ambiental (Gómez Sal 2007). Esta degradación se vincula con el deterioro de ciertas funciones propias de los ecosistemas, poniendo en riesgo incluso la productividad de los agroecosistemas en el largo plazo (Farshad y Zinck 1993). En este contexto, surge el concepto de sustentabilidad de los agroecosistemas como una idea de preservación en el tiempo de las funciones presentes en aquellos ecosistemas explotados por el hombre (Levy et al. 2000; Gómez Sal 2007).

Tabla 1.1: Características diferenciales entre ecosistemas naturales y agrícolas (Modificado de Odum 1969).

Características	Ecosistema natural	Ecosistema agrícola
Productividad neta	Media	Alta
Cadenas tróficas	Complejas	Simples, lineales
Diversidad de especies	Alta	Baja
Diversidad genética	Alta	Baja
Ciclos minerales	Cerrados	Abiertos
Estabilidad (Elasticidad)	Alta	Baja
Entropía	Baja	Alta
Control humano	No necesario	Necesario
Permanencia temporal	Larga	Corta
Heterogeneidad del hábitat	Compleja	Simple
Fenología	Estacional	Sincronizada
Madurez	Maduros, clímax	Sucesiones primarias, inmaduros

1.2. La sustentabilidad de los agroecosistemas

En las últimas décadas, la preocupación por la sustentabilidad de los agroecosistemas ha ido en aumento ya que, como consecuencia del crecimiento poblacional y del aumento del consumo *per cápita*, se reconoce una elevada demanda de recursos naturales. Además, las cambiantes estructuras del mercado y la necesidad de maximización de la productividad han modificado profundamente los agroecosistemas a través de la incorporación de nuevas tecnologías (Farshad y Zinck 1993; Ruttan 1994; Hansen 1996; Rapport et al. 1998).

La sustentabilidad de los agroecosistemas puede tener cuatro interpretaciones: 1) como una ideología, 2) como un conjunto de estrategias, 3) como la capacidad de cumplir una serie de metas, y 4) como la capacidad de mantener la funcionalidad del sistema (Hansen 1996). Esta última definición implica la preservación de la organización y la autosuficiencia del sistema a través del tiempo (Rapport et al. 1998). La sustentabilidad es una característica inherente de los ecosistemas, junto con la productividad y la estabilidad (Conway 1985; Conway 1987; Soriano y Aguiar 1998). Por lo tanto, debería contemplar los efectos de las acciones humanas sobre las dimensiones ecológica, social y económica (Figura 1.1) (Moolenaar et al. 1997; Girardin et al. 1999). En este sentido, los sistemas de producción sustentable deberían reunir los siguientes requisitos: 1) preservar el ecosistema (no sólo haciendo énfasis en los recursos productivos), 2) responder a los requerimientos sociales, y 3) ser económicamente competitivos y rentables. Sin embargo, Waltner-Toews (1996) afirma que los sistemas agrícolas del mundo, como se encuentran funcionando en la actualidad, no son sustentables. En este contexto actual de intensificación y cambios constantes, es

necesario generar conocimiento referido al diagnóstico de la sustentabilidad de los agroecosistemas (Waltner-Toews 1996).

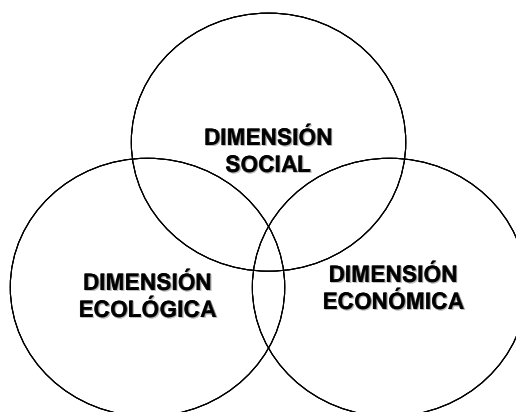


Figura 1.1: Dimensiones ecológica, social y económica que deberían ser contempladas en el análisis de sustentabilidad. La conjunción entre las tres esferas corresponde al ideal de análisis de la sustentabilidad de los agroecosistemas.

Más allá de reconocer la necesidad de diseñar sistemas sustentables, el principal problema radica en la cuantificación del grado de sustentabilidad que alcanza un sistema bajo un determinado régimen ambiental y de manejo (Steinborn y Svirezhev 2000). En este sentido, Mayer (2008) aclara que, al tratarse la sustentabilidad de un concepto amplio, la manera en que debe ser evaluada no ha sido aún determinada completamente. La principal dificultad de su evaluación se basa en que cada valor medido o estimado debe hacer referencia a la posibilidad de alcanzar o sostener (o ambas, dependiendo de la situación) un estado deseable futuro del sistema. Tomando en cuenta este inconveniente, es posible considerar la construcción de indicadores con el propósito de simplificar la evaluación de la sustentabilidad de los agroecosistemas (Girardin et al. 1999). De esta manera, se podrá inferir a partir de mediciones actuales las trayectorias futuras de los agroecosistemas.

Los indicadores se definen como un instrumento simple para reflejar o revelar cierto proceso ecológico que no es directamente medible (Waltner Toews 1996; Girardin et al. 1999). Su importancia radica en la capacidad no sólo de evaluar la sustentabilidad de un determinado sistema sino también de definir y aplicar políticas públicas y asesorar a quienes cumplen funciones operativas, como es el caso de los *stakeholders* (i.e. tomadores de decisión) (Viglizzo et al. 2002; Reed et al. 2006). Los principales criterios utilizados para seleccionar un indicador son: 1) ser cuantitativo; 2) ser sensible a los cambios en el sistema; 3) integrar información compleja en un formato conciso, simple y entendible; 4) evolucionar a medida que se logra una mayor comprensión del sistema; 5) tener un significado sobre la funcionalidad del sistema más allá del valor obtenido; 6) responder a una demanda de uso; 7) ser accesible a los usuarios en una escala apropiada; y 8) tener relevancia política (Fernandes y Woodhouse 2008). No obstante, la elección o identificación de indicadores de sustentabilidad responde a distintos aspectos que deben ser tenidos en cuenta previamente (Ghersa et al. 2000). Si se monitorean pocos indicadores, se corre el riesgo de que ciertos aspectos del ecosistema no se tomen en cuenta (von Wire'n-Lehr 2001). En cambio, la elección de una excesiva cantidad entorpecerá el manejo de los datos y los resultados obtenidos presentarán dificultades para su posterior análisis (Van

Cauwenbergh et al. 2007). A lo largo de los años, se han desarrollado diferentes indicadores con el objetivo de evaluar 1) la sustentabilidad de los sistemas agrícolas (Bockstaller et al. 1997; Girardin et al. 2000; Ferraro et al. 2003; Fernandes y Woodhouse 2008; Ferraro 2009; Gómez-Limón y Sanchez-Fernandez 2009); 2) el grado de adopción de decisiones políticas (Gómez Sal et al. 2003); y 3) la actitud de la sociedad hacia los ecosistemas (Azar et al. 1996; Steinborn y Svirezhev 2000).

En resumen, la elección o identificación de indicadores de sustentabilidad sigue siendo una asignatura pendiente para evaluar la posible acumulación de los efectos de la actividad antrópica sobre los procesos del ecosistema (Ghersa et al. 2000). Por esta razón, la evaluación de la provisión de servicios de los ecosistemas se presenta como un enfoque alternativo, debido a que representa el funcionamiento del sistema desde un punto de vista sistémico al incluir tanto la condición biofísica como la dimensión utilitaria de los agroecosistemas (Müller 2005). Por otra parte, el estudio de los servicios de los ecosistemas ofrece la posibilidad de evaluar los cambios en los ecosistemas generados por la acción humana y de resolver los conflictos que surgen por los distintos usos de la tierra (Vihervaara et al. 2009).

1.3. Los servicios de los ecosistemas

En las últimas dos décadas, el estudio de los servicios de los ecosistemas ha surgido como una nueva área de investigación debido, principalmente, a su gran importancia para la supervivencia de la vida en la Tierra. Desde un punto de vista antrópico, y en términos generales, se considera a los servicios de los ecosistemas como los beneficios que la naturaleza le brinda a la humanidad (MEA 2005). El concepto de servicios de los ecosistemas surge, por un lado, del movimiento ambientalista de Estados Unidos en la década de 1960 (a partir de la publicación del libro “Primavera silenciosa”, de Rachel Carson) y, por el otro, de la creciente conceptualización de la naturaleza como conjunto de sistemas integrados (Balvanera et al. 2011). Los autores Mooney y Ehrlich (1997) ofrecen en su artículo “Servicios de los ecosistemas: una historia fragmentada” una revisión histórica del concepto “servicio del ecosistema” remontándose a 1864 con el libro “Hombre y Naturaleza” de George Perkins Marsh. A pesar de su extensa historia, recién en 1997, a partir de una publicación oficial de la Sociedad Norteamericana de Ecología conocida como “Servicios de los ecosistemas: beneficios que la sociedad recibe de los ecosistemas naturales”, el estudio de los servicios de los ecosistemas se incrementó de manera exponencial (Figura 1.2), demostrando su importancia para la comunidad científica. La relevancia científica del concepto de servicios de los ecosistemas fue aceptada abiertamente recién a partir de 2005, cuando se utilizó en un documento conocido como “Evaluación de los Ecosistemas del Milenio”, por su traducción en castellano. Este documento fue el producto del análisis realizado por 1550 investigadores de todo el mundo reunidos en función de su interés por el estudio de los servicios de los ecosistemas. Sus principales objetivos fueron: 1) determinar el estado del arte de la evaluación de los ecosistemas y de los servicios que ellos proveen; y 2) establecer las bases para conservar y utilizar los ecosistemas y los servicios de una manera sustentable (MEA 2005). Este documento ha contribuido sustancialmente al presentar el concepto de servicios de los ecosistemas como una herramienta para lograr el uso sustentable de los recursos naturales.

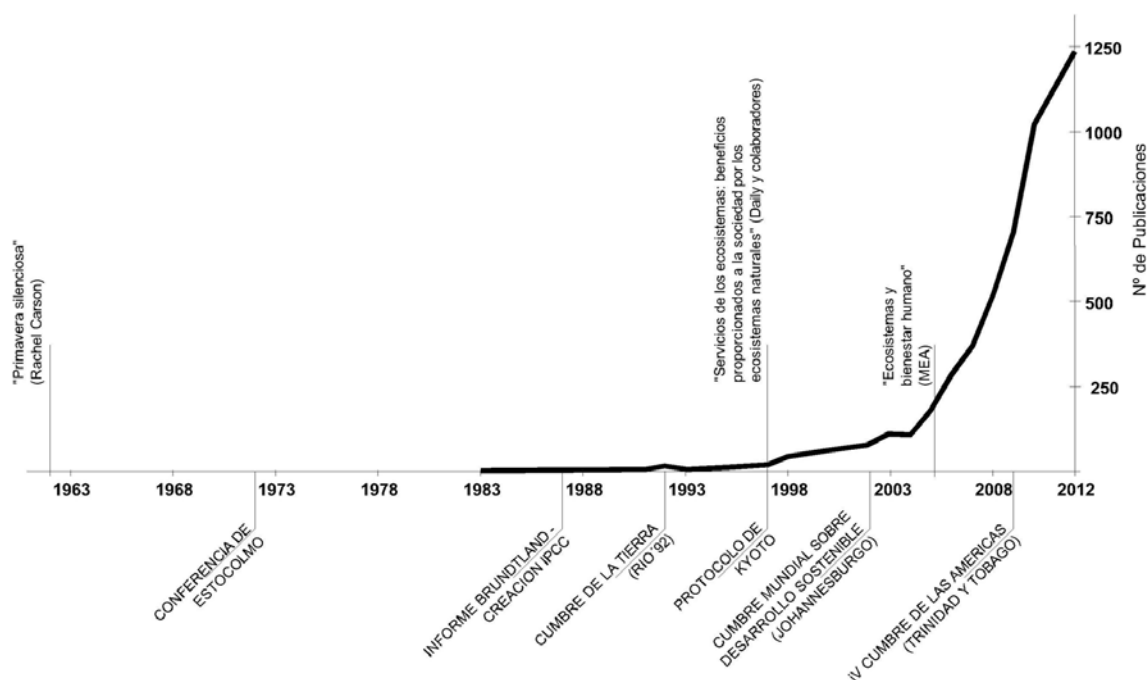


Figura 1.2: Cantidad de publicaciones por año relevadas utilizando los términos "*ecosystem services*" o "*ecological services*", mediante una búsqueda bibliográfica en Scopus hasta el año 2012. Se incorporó una cronología indicando los eventos históricos más significativos relacionados con el desarrollo de los conceptos de "medio ambiente" (conferencias internacionales) y "servicios de los ecosistemas" (libros y publicaciones en revistas científicas). Referencias: 1) IPCC: *Intergovernmental Panel on Climate Change*; y 2) MEA: *Millennium Ecosystem Assessment*. (Basado en Fisher et al. 2009)

A lo largo de los años, las publicaciones sobre servicios de los ecosistemas han generado distintas definiciones sobre este concepto relativamente nuevo. Cada autor ha intentado darle una definición de acuerdo con el aspecto ecológico dentro del cual centra sus investigaciones. Aquí no se ahondará en este aspecto pero puede verse una discusión más detallada sobre cada una de las definiciones en Fisher et al. (2009). Es interesante destacar que la variación en este concepto representa un problema no sólo para el ámbito científico sino también para el ámbito político, ya que existe mayor complejidad al momento de evaluar los resultados obtenidos y reduce, a su vez, la capacidad de comparación de las publicaciones. En orden de fortalecer la relevancia política del concepto, sería necesario mejorar la base científica actual para su posterior aplicación en la práctica.

Los intentos de clasificar a los servicios de los ecosistemas deben estar basados en las características inherentes de los ecosistemas a analizar y en la definición de servicio del ecosistema que se haya tomado en cuenta (Fisher et al. 2009). En base a estos dos aspectos, no existe un esquema de clasificación único para los diferentes contextos en los que se desee investigar sobre este tema. En la actualidad, es posible hallar una serie de clasificaciones presentes en la literatura científica. Una de las primeras categorizaciones de servicios de los ecosistemas establece que, sumado a la producción de bienes, los servicios mantienen la vida humana a través de: 1) la purificación del aire y del agua; 2) la mitigación de sequías e inundaciones; 3) la generación y preservación de los suelos y renovación de su fertilidad; 4) la detoxificación y descomposición de los residuos; 5) la polinización de los cultivos y de la vegetación natural; 6) la dispersión de semillas; 7) el reciclado y movimiento de

nutrientes; 8) el control de la amplia mayoría de las plagas potenciales de la agricultura; 9) el mantenimiento de la biodiversidad; 10) la protección de las líneas de costas de la erosión de las olas; 11) la protección de los rayos solares ultravioletas perjudiciales para la salud; 12) la estabilización parcial del clima; 13) la moderación de los eventos atmosféricos extremos y sus impactos, y 14) la provisión de belleza estética y estímulo intelectual que exalta el espíritu humano (Daily 1997; Daily et al. 1997). Esta categorización ha sido utilizada como base teórica para numerosas clasificaciones posteriores:

1) de Groot et al. (2002) clasifica a los servicios de los ecosistemas en 1) funciones de regulación, 2) funciones de hábitat, 3) funciones de producción, y 4) funciones de información. Los autores establecen que los dos primeros grupos de funciones son esenciales para el mantenimiento de los procesos y componentes de los ecosistemas y, a su vez, condicionantes de la disponibilidad y provisión de los restantes dos grupos de funciones.

2) MEA (2005) reunió a los servicios de los ecosistemas en cuatro categorías principales: 1) servicios de soporte o apoyo, aquellos necesarios para la producción de los restantes servicios de los ecosistemas; 2) servicios de provisión, aquellos productos o bienes obtenidos de los ecosistemas; 3) servicios de regulación, aquellos beneficios obtenidos de la regulación de los procesos de los ecosistemas; y 4) servicios culturales, aquellos beneficios no-materiales.

3) Wallace (2007) describe a los servicios en términos de la estructura y composición de los elementos del ecosistema. Las categorías de servicios utilizadas en esta clasificación representan valores sociales apoyados por los seres humanos: 1) recursos adecuados, necesidades básicas que sustentan la vida de los individuos; 2) ambiente físico y químico benigno, aquellos procesos del ecosistema que mantienen el ambiente físico y químico dentro de los niveles de tolerancia humana brindan este tipo de servicio; 3) protección contra depredadores, enfermedades y parásitos; y 4) cumplimiento socio-cultural.

4) Costanza (2008) propone otras dos clasificaciones. La primera, de acuerdo con sus características espaciales; es decir, la escala espacial (local, regional y/o global) en la cual operan. Se consideran cinco categorías: 1) globales, 2) locales, 3) flujo direccionado, desde el sitio de producción hasta el sitio de utilización del servicio, 4) *in situ*, y 5) usuario dependiente. La segunda clasificación propuesta establece que los servicios pueden ser excluyentes o rivales. En el primer caso, los individuos son excluidos de ser beneficiados de ellos. En el segundo caso, un individuo que se beneficia de un bien o servicio puede interferir con o ser rival de otro individuo que se beneficiaría de ese mismo bien o servicio.

5) Fisher et al. (2009) proponen otro esquema de clasificación donde las funciones y la estructura de los ecosistemas son consideradas como “servicios intermedios”, que a su vez determinan “servicios finales”.

Por último, es posible realizar una comparación de estas clasificaciones tomando como línea de base la lista original de servicios propuesta por Daily (1997) (Tabla 1.2). Esta comparación no incluyó una de las clasificaciones propuesta por Costanza (2008), aquella clasificación de exclusión-rivalidad, debido a que presenta criterios incompatibles con el formato de comparación seleccionado. A partir de esta comparación, se reconocen ciertas diferencias y similitudes entre las cinco clasificaciones. Una de las principales diferencias es la falta de consenso entre los autores sobre la categoría en la cual incluir al servicio de mantenimiento de la biodiversidad. Daily (1997) considera a la biodiversidad como la variedad de formas de vida y recursos genéticos. Sin embargo, de Groot et al. (2002) considera únicamente a

los recursos genéticos, con el fin de conservación y/o producción. Finalmente, MEA (2005) no considera al mantenimiento de la biodiversidad como un servicio sino como un aspecto englobador de los cuatro tipos de servicios, considerando únicamente a los recursos genéticos como un aspecto de los servicios de provisión. Otra diferencia es que el servicio Control de la erosión de la línea de costas (Daily 1997) es considerado, en las restantes clasificaciones, como erosión del suelo en términos generales. Entre las similitudes, se puede observar que ciertos servicios (e.g. purificación del aire, purificación del agua, mitigación de sequías, mitigación de inundaciones) son ubicados en una misma categoría salvo cuando se establece la escala espacial en la cual opera cada uno de ellos, como lo establece la clasificación propuesta por Costanza (2008). Estas diferentes tipologías de clasificación debieran ser suficientes para indicar que existen muchas maneras de clasificar a los servicios de los ecosistemas y que cada una de ellas puede ser útil para distintos propósitos y objetivos de estudio.

Tabla 1.2: Cuadro comparativo de las clasificaciones de servicios de los ecosistemas tomando como línea de base la categorización presentada por Daily (1997). Los cuadros grises representan la falta de información en la clasificación, aunque no implica que no se encuentren incluidos en la clasificación correspondiente. Referencias: ⁽¹⁾ Protección frente a depredadores, enfermedades y parásitos (Wallace 2007).

Lista original de servicios de los ecosistemas (Daily 1997)	Clasificaciones de servicios de los ecosistemas				
	de Groot et al. (2002)	MEA (2005)	Wallace (2007)	Costanza (2008)	Fisher et al. (2009)
Purificación del aire	Funciones de regulación	Servicios de regulación	Recursos adecuados	Global	Servicios intermedios
Purificación del agua				Flujo direccionado	
Mitigación de sequías				Local	
Mitigación de inundaciones				Flujo direccionado	
Estabilización del clima			Global		
Mitigación de eventos atmosféricos			Ambiente benigno (físico y químico)	Local	
Polinización					
Detoxificación y descomposición de residuos		Protección ⁽¹⁾			
Control de adversidades bióticas			Flujo direccionado		
Control de la erosión de líneas de costas		Servicios de soporte	Ambiente benigno (físico y químico)	<i>In-situ</i>	
Generación y preservación del suelo				Local	
Renovación de la fertilidad del suelo				Flujo direccionado	
Reciclado y movimiento de nutrientes					
Protección de rayos solares					
Dispersión de semillas					
Producción de bienes	Función de producción	Servicio de provisión	Recursos adecuados	<i>In-situ</i>	Servicios finales
Provisión de belleza estética	Funciones de información	Servicios culturales	Realización socio-cultural	Usuario dependiente / Global	
Estímulo intelectual y espiritual				Usuario dependiente	
Mantenimiento de la biodiversidad	Función de hábitat y/o producción	Servicio de provisión			

En la actualidad, se carece de una metodología de evaluación común y generalizada de la provisión de servicios de los ecosistemas. Si bien esto no significa que se requiera la implementación de un mismo diseño metodológico, las metodologías aplicadas debieran permitir la comparación de un mismo servicio entre sitios de estudio (Carpenter et al. 2009). Existen tres enfoques utilizados para agrupar las distintas aproximaciones metodológicas:

1) *Enfoque ecológico*: los procesos asociados a los ecosistemas y su estructura determinan la capacidad de los mismos de proveer servicios. Así, bajo este enfoque se llevan a cabo diferentes estudios bio-físicos, los cuales analizan estos procesos y estructura del ecosistema. Por ejemplo, Carreño y Viglizzo (2011) establecen que la mayoría de los servicios de los ecosistemas pueden ser explicados y representados a partir de dos indicadores dinámicos, ya que pueden variar en el espacio y en el tiempo: 1) la productividad primaria neta (PPN), y 2) la disponibilidad de agua. Es decir, biomasa y agua son dos componentes clave de los ecosistemas que están asociados a la provisión de servicios. Algunas metodologías que se encuentran dentro de este enfoque son la síntesis emergética (i.e. conversión de todos los flujos de energía a una unidad común que referencia cada magnitud de energía en términos de energía solar equivalente integrando en una misma unidad el flujo de materia, energía y capital) (Brown y Ulgiati 2004) y la huella ecológica (i.e. cantidad de tierra bio-productiva que un ser humano y/o sociedad requiere para vivir en un año) (Kitzes y Wackernagel 2009).

2) *Enfoque económico*: este grupo de metodologías intenta no sólo asignar un valor de mercado a los servicios de los ecosistemas sino también determinar cambios en el bienestar humano al modificarse la provisión de un determinado servicio. Por ejemplo, si desaparecieran los insectos polinizadores (y, por ende, el servicio de polinización de especies naturales y cultivadas), cuánto costaría polinizar a través de técnicas manuales las especies cultivadas para asegurar la producción de alimentos. En el marco de la economía ambiental, podemos distinguir los métodos de evaluación indirectos, los cuales intentan inferir la valoración que hacen las personas de un hecho que ya ocurrió a partir de la observación de su conducta en el mercado; y los métodos directos, los cuales presentan una situación hipotética que aún no se ha producido (Chee 2004; Swinton et al. 2007; de Groot et al. 2010). Costos evitados o inducidos, costo de viaje, precios hedónicos y costo de reemplazo o restauración son algunos de los métodos indirectos; mientras que valoración contingente, por ejemplo, pertenece al grupo de los métodos directos (Penna et al. 2011). El enfoque de valoración económica se propone con el fin de facilitar el desarrollo de políticas públicas relativas a la explotación de recursos naturales (Solow 1986; Daily et al. 2009). Sin embargo, el desarrollo de este enfoque no está completamente resuelto; es por ello que más del 80% de los servicios de los ecosistemas aún no poseen valor de mercado (Costanza et al. 1997; Costanza et al. 1998; de Groot et al. 2010). Una de sus principales desventajas es el hecho de que sólo captura parte del valor real del servicio del ecosistema en estudio, ya que no incluye el aspecto ecológico ni el aspecto socio-cultural (de Groot et al. 2010); es decir, la valoración de un servicio no debería ser considerada sólo desde una dimensión económica sino también abarcar dimensiones ecológicas (i.e. enfoque ecológico) y sociales (i.e. enfoque socio-cultural).

3) *Enfoque socio-cultural*: los valores y las percepciones sociales juegan un rol vital al momento de determinar la importancia de los ecosistemas y su capacidad de proveer servicios. Un supuesto de este enfoque consiste en que los individuos pueden proveer valoraciones fundamentadas sobre la importancia de los servicios no sólo para los individuos sino también para la sociedad (Farber et al. 2002). En este sentido,

existen estudios orientados en conocer la opinión y las percepciones de distintos actores sociales sobre los servicios de los ecosistemas cruciales para el funcionamiento a largo plazo de los agroecosistemas, particularmente. Por ejemplo, a partir de entrevistas a un panel de expertos asociado a la actividad agrícola australiana se evaluó, de manera cualitativa, la relevancia de una lista de servicios para distintas empresas productivas (e.g. empresa ganadera, empresa agrícola, empresa hortícola, tambo) así como el impacto de estas actividades sobre los servicios seleccionados para el análisis (Sandhu et al. 2012).

Un aspecto importante a destacar es que estos tres enfoques pueden considerar tanto el aspecto espacial como el temporal (Martín-López et al. 2009). Por un lado, la incorporación de la escala espacial permite analizar cómo una decisión tomada en un lugar afecta la provisión de uno o más servicios en otros lugares. Algunos autores establecen que los beneficios de la provisión de un servicio podrían ser solamente medidos considerando una escala mayor a la puramente local (Dale y Polasky 2007). En este sentido, la caracterización de los servicios de los ecosistemas en la escala local, regional y/o global sería de gran utilidad para el desarrollo de planes de conservación y manejo de la tierra (Daily 2000; Kremen y Ostfeld 2005). Por otro lado, mediante el análisis de la escala temporal se infiere cómo una decisión actual puede afectar a futuro la oferta (o provisión) de servicios de los ecosistemas.

En la actualidad, el 60% de los servicios de los ecosistemas presentes en el mundo están siendo degradados o bajo una utilización no sustentable (MEA 2005). Si la sustentabilidad de los ecosistemas se ve alterada, éstos se convertirán en sistemas estresados y luego, con el paso del tiempo y el aumento del grado de entropía (i.e. grado de desorden), en altamente degradados. Dependiendo del grado de estrés y de degradación que los ecosistemas alcancen, éstos dejarán progresivamente de proveer servicios (Daily 2000). Esta insuficiencia generará la reducción de la capacidad inherente a los ecosistemas de sostener no sólo la actividad económica sino también la salud humana (Rapport et al. 1998). En base a esto, se sugiere que el estudio de los servicios de los ecosistemas puede contribuir al análisis de la sustentabilidad de los ecosistemas.

Los servicios de los ecosistemas son vulnerables tanto al cambio de uso de la tierra (Metzger et al. 2006) como también a otro tipo de impactos como, por ejemplo, las prácticas de manejo agrícola. En las últimas décadas, el cambio de grandes áreas naturales en ecosistemas agrícolas ha promovido un creciente interés por la evaluación de los servicios de los ecosistemas provistos por este tipo de sistemas (Fisher et al. 2009). La agricultura y los servicios de los ecosistemas están interrelacionados a través de tres aspectos, dos de ellos positivos y uno negativo (Dale y Polasky 2007). Entre los dos primeros, los ecosistemas agrícolas generan beneficios (e.g. retención del suelo, producción de alimentos) y, a su vez, se ven beneficiados por servicios provistos por los ecosistemas naturales que los rodean (e.g. polinización). Respecto al aspecto negativo, los servicios de los ecosistemas pueden ser afectados por las prácticas agrícolas; es decir, el manejo que se aplique a los agroecosistemas puede reducir la habilidad de los mismos de proveer servicios (Figura 1.3). Desde otro punto de vista, al mismo tiempo que los productores agrícolas se benefician de una amplia variedad de servicios, los restantes individuos de la sociedad se ven beneficiados o perjudicados por las prácticas de manejo agrícola que influyen de manera significativa sobre el estado de provisión de ciertos servicios (Power 2010). Estudios que profundicen la relación entre los servicios de los ecosistemas y el efecto de las prácticas de manejo agrícola sobre ellos es esencial para identificar las opciones productivas que den lugar a una agricultura sustentable (Tilman et al. 2002; Dale y Polasky 2007).

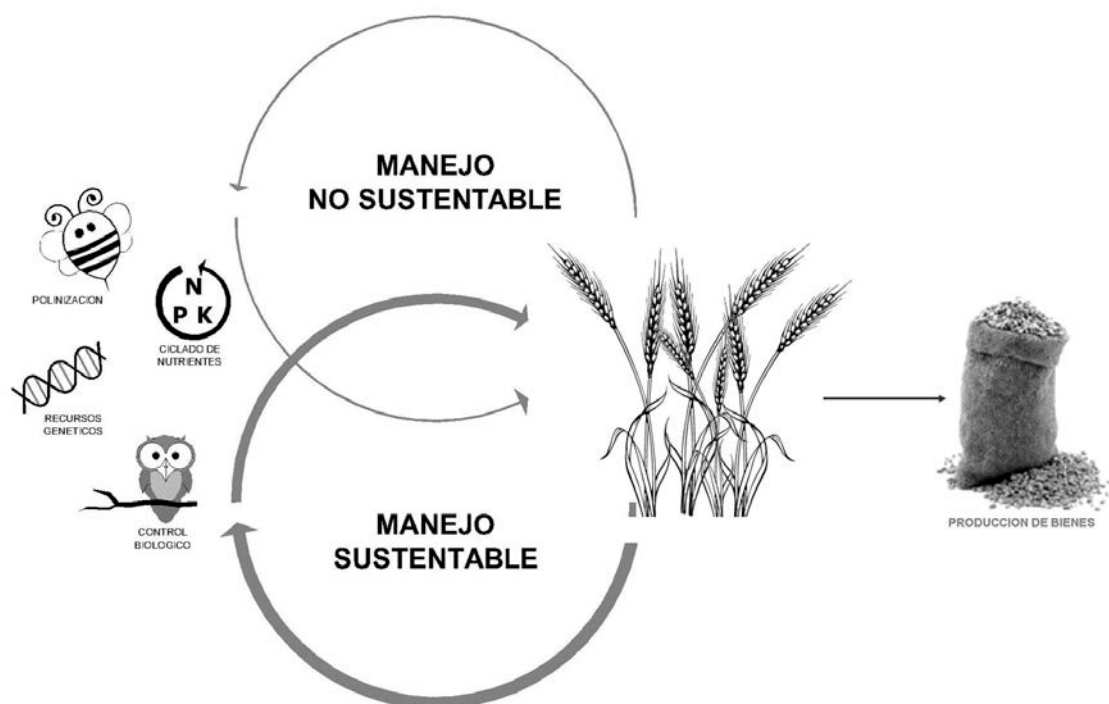


Figura 1.3: Vinculación entre servicios de los ecosistemas y sustentabilidad. La producción de bienes (e.g. fibras, granos) en sistemas agrícolas se ve beneficiada por servicios provistos por aquellos ecosistemas naturales que los rodean (e.g. polinización, ciclado de nutrientes, recursos genéticos, control biológico). El manejo de los sistemas productivos (i.e. prácticas agrícolas) puede afectar la habilidad de los ecosistemas de proveer servicios; es decir, no sólo se puede reducir la cantidad sino también la calidad de esos servicios (línea fina). Esto ocurre en sistemas productivos bajo un manejo no sustentable; sin embargo, el manejo sustentable mantiene a los servicios de los ecosistemas en niveles deseables de provisión (línea gruesa).

1.4. La modelización de los ecosistemas

Los modelos ecológicos representan los intentos de combinar la comprensión adquirida en múltiples proyectos en un único marco predictivo (Borsuk et al. 2004). En términos generales, la modelización de los ecosistemas es necesaria debido a que los fenómenos que describen varían en el tiempo y en el espacio. La propiedad de estar distribuidos en tiempo y espacio genera una multiplicidad de estados de las variables del sistema. Cuando se modela la heterogeneidad espacial o temporal en un sistema, lo que está siendo modelado no es el sistema en sí mismo, sino el contexto de observación (Villa et al. 2009a); es decir, el modelo obtenido es una abstracción de una situación particular presente en el sistema real (Walker et al. 2003). La conceptualización de los sistemas conlleva dos problemas básicos. Por un lado, su naturaleza parcial que dificulta, por ejemplo, la evaluación de sinergias entre las funciones presentes en los ecosistemas (Rossing et al. 2007; Villa et al. 2009a). Por otro lado, las secuencias de prácticas de manejo son interdependientes y generan múltiples y prolongados efectos en la dinámica de los sistemas (Boiffin et al. 2002); en algunos casos, estas decisiones de manejo traen consecuencias en el ambiente que son inciertas para el modelador (Grêt-Regamey et al. 2012).

La incertidumbre juega un papel clave en la gestión integrada de los recursos naturales, por lo que existe una necesidad de herramientas y metodologías fáciles de manejar así como de interpretar sus resultados (Castelletti y Soncini-Sessa 2007). Si bien existen diversas tipologías en la literatura para caracterizar la incertidumbre, Walker et al. (2003) distinguen tres dimensiones directamente relacionadas con la modelización de los ecosistemas: 1) la localización de la incertidumbre, es decir, dónde se manifiesta la incertidumbre dentro de la complejidad del modelo; 2) el nivel de incertidumbre, es decir, dónde se manifiesta la incertidumbre en el rango propuesto de conocimiento; y 3) la naturaleza de la incertidumbre, donde se explica si la incertidumbre responde a la imperfección del conocimiento experto o si es inherente a la variabilidad del fenómeno bajo estudio. Con respecto a la primera dimensión, se pueden identificar cinco posibles localizaciones de la incertidumbre: 1) el contexto del sistema, 2) la incertidumbre del modelo (i.e. el modelo conceptual y el modelo computacional), 3) las entradas o “*inputs*”, 4) la incertidumbre de los parámetros, y 5) la incertidumbre en las salidas o “*outputs*” del modelo (Walker et al. 2003; Ascough et al. 2008; Grêt-Regamey et al. 2012).

Una alternativa para reducir el efecto de la incertidumbre es la incorporación del conocimiento experto en la modelización de los ecosistemas (Cornelissen et al. 2003). En este sentido, Ford y Sterman (1998) establecen que la elicitación (i.e. extracción y registro del conocimiento experto), articulación y descripción del conocimiento en los modelos mentales del sistema de expertos son actividades relevantes tanto para estructurar como para parametrizar los modelos. El desarrollo de modelos conceptuales con la incorporación de conocimiento experto y de escenarios reales pueden ser utilizados para evaluar el riesgo ambiental de distintas actividades sobre los ecosistemas (Macedo-Sousa et al. 2009).

En la actualidad, las Redes Bayesianas son un método cada vez más popular para modelar dominios inciertos y complejos (Ellison et al. 1998), como los ecosistemas y la gestión ambiental (Uusitalo 2007). Sin embargo, las Redes Bayesianas no deben ser vistas como un reemplazo para otros modelos actualmente en uso, sino más bien como un integrador del conocimiento (Borsuk et al. 2004). Una amplia gama de campos de estudio han incorporado esta herramienta para generar modelos de análisis que versan desde la psicología (López Puga et al. 2007) y la educación (García et al. 2007) hasta la ecología (Pollino et al. 2007) y la sustentabilidad de los agroecosistemas (Ticehurst et al. 2007). Particularmente en el modelado de aspectos ecológicos, esta metodología es útil para la rápida determinación del alcance y la presentación intuitiva de las relaciones ecológicas. Cuando se las aplica a la gestión de los recursos naturales, las Redes Bayesianas pueden representar la influencia de decisiones de manejo sobre variables ecológicas clave y, a partir de allí, sobre otras variables ecológicas y de respuesta, y con ello ayudar al decisor a seleccionar el mejor curso de acción (McCann et al. 2006).

1.5. Las Redes Bayesianas como herramienta metodológica para la modelización de los servicios de los ecosistemas

Las Redes Bayesianas surgieron hace aproximadamente tres décadas como alternativa a los sistemas expertos clásicos orientados a la toma de decisiones y a la predicción bajo incertidumbre en términos probabilísticos (López Puga et al. 2007). En términos generales, una Red Bayesiana (también denominada como red causal probabilística, sistema experto bayesiano, sistema experto probabilístico, red causal, red de creencia, o diagrama de influencia) es una herramienta estadística que representa un

conjunto de incertidumbres asociadas teniendo en cuenta las relaciones de independencia condicional que se establecen entre ellas (López Puga et al. 2007). De manera particular, una Red Bayesiana consiste en un conjunto de variables codificadas probabilísticamente; es decir, una estructura gráfica acíclica que conecta un conjunto de variables en términos de relaciones de independencia condicional y un conjunto de distribuciones de probabilidad condicional susceptibles de ser modificadas con base en evidencias por medio del teorema de Bayes (Henriksen et al. 2007) (en el Capítulo 3 se ampliará sobre este concepto).

Las Redes Bayesianas surgen de la investigación sobre inteligencia artificial y, en términos generales, son capaces de captar los aspectos estructurales de un problema de decisión así como de servir de marco para su eficiente análisis cuantitativo (Dorner et al. 2007). Esta metodología puede ser útil en casos donde: 1) interviene un alto grado de incertidumbre en el sistema a modelar; 2) las variables del sistema presentan limitada o incompleta información cuantitativa; 3) se requiere información tanto cualitativa como cuantitativa; 4) se integran diversos componentes del sistema; 5) las relaciones entre las variables son no-lineales y complejas; y 6) se requiere la incorporación de tomadores de decisión en el proceso de modelización del sistema (Dorner et al. 2007; Chen y Pollino 2012).

Entre las principales ventajas de esta metodología probabilística destacan: 1) la representación explícita de las relaciones entre las variables del modelo, permitiendo que los resultados puedan ser presentados a los tomadores de decisión de una manera concisa; 2) los datos cuantitativos y el conocimiento experto pueden tenerse en cuenta al mismo tiempo; y 3) los modelos se pueden actualizar tan pronto como se disponga de nuevos datos facilitando procesos iterativos de decisión y manejo de los recursos naturales (McCann et al. 2006; Smith et al. 2007; Low Choy et al. 2009; McCloskey et al. 2011; Grêt-Regamey et al. 2012). Si bien estas ventajas son compartidas por otros sistemas clásicos de expertos basados en reglas (i.e. lógica difusa) generalmente utilizados para la toma de decisiones (Kristensen y Rasmussen 2002), las Redes Bayesianas presentan la particularidad de establecer reglas mediante probabilidades de estimación directa.

Al igual que otras herramientas metodológicas, las Redes Bayesianas presentan desventajas que deben ser tenidas en cuenta al momento de aplicarlas en un campo de estudio determinado. En este sentido, es factible nombrar: 1) el incremento en el número de variables presentes en un modelo determina que la estimación de los parámetros requiera de mayor información cuantitativa; 2) la recopilación e incorporación del conocimiento experto como probabilidad no es sencilla; 3) la estructura de los modelos debe ser acíclica; es decir, las relaciones no deben ser circulares (formando “*loops*”) de manera de posibilitar una rápida actualización de los resultados y evitar que las probabilidades ciclen indefinidamente una vez que se hayan determinado (Figura 1.4); y 4) la imposibilidad de representar relaciones dinámicas (en tiempo y/o espacio) en un mismo modelo (Uusitalo 2007; Ticehurst et al. 2010; Chen y Pollino 2012). Con el fin de profundizar el conocimiento sobre las ventajas y desventajas de esta metodología, se recomienda el artículo de Aguilera et al. (2011).

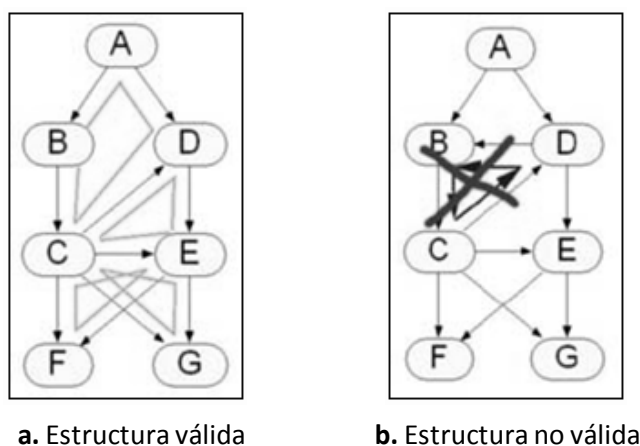


Figura 1.4: Ejemplos de estructura válida (a) y estructura no válida (b) de modelos conceptuales para su posterior parametrización mediante Redes Bayesianas. (Adaptado de Norsys Software Corp. 2009)

Una evaluación exitosa de los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas implica avances en la comprensión de las múltiples interacciones entre los sistemas humanos y naturales. Debido a que estos dos sistemas están estrechamente vinculados entre sí, se los llama sistemas socio-ecológicos (García-Llorente et al. 2011). Debido a estas interacciones complejas, la valoración de la provisión de servicios de los ecosistemas involucra diversas incertidumbres, y es esencial incorporar esta incertidumbre en la toma de decisiones (Costanza 2010). La inferencia bayesiana proporciona un mecanismo que permite cuantificar la incertidumbre en las estimaciones de los parámetros y la subjetividad en la información proporcionada (Ascough et al. 2008). Al momento de evaluar a los servicios de los ecosistemas, se destacan dos fuentes de incertidumbre. Por un lado, la incertidumbre de los procesos se refiere a la falta de conocimiento sobre las relaciones causales entre las distintas variables (ambientales y productivas) que componen el sistema; por otro lado, la incertidumbre paramétrica tiene que ver con la dificultad o incapacidad para parametrizar una relación cualitativa (Ascough et al. 2008). Estos dos tipos de incertidumbre pueden ser parcialmente resueltos a partir del uso de conocimiento experto. Este conocimiento experto es capaz de ser involucrado en el diseño de la evaluación cualitativa (i.e. las variables y los vínculos entre ellos) y los aspectos cuantitativos (i.e. la parametrización de las variables) de cada modelo bayesiano. Si bien algunos estudios recientes han utilizado las Redes Bayesianas con el fin de examinar cuestiones pertinentes a los servicios de los ecosistemas (Haines-Young 2011; Grêt-Regamey et al. 2012; Landuyt et al. 2013), es necesario seguir trabajando con esta metodología en este tópico para superar las actuales limitaciones que presenta la evaluación de sistemas espacio-temporales complejos (Smith et al. 2011).

1.6. Sitio de estudio: Los agroecosistemas pampeanos

La Región Pampeana, localizada en la zona centro-este de la República Argentina, está conformada por la totalidad de la provincia de Buenos Aires, una gran parte de las provincias de Córdoba y La Pampa y centro-sur de la provincia de Santa Fe. Si bien esta región es generalmente considerada fisonómica y topográficamente uniforme, diversas unidades son reconocidas en base a su geomorfología, geología,

fisiografía, suelos y vegetación (Soriano et al. 1991). Estas unidades son: 1) Pampa Ondulada, 2) Pampa Interior, 3) Pampa Semiárida, 4) Pampa Mesopotámica, 5) Pampa Deprimida, y 6) Pampa Arenosa (Figura 1.5).

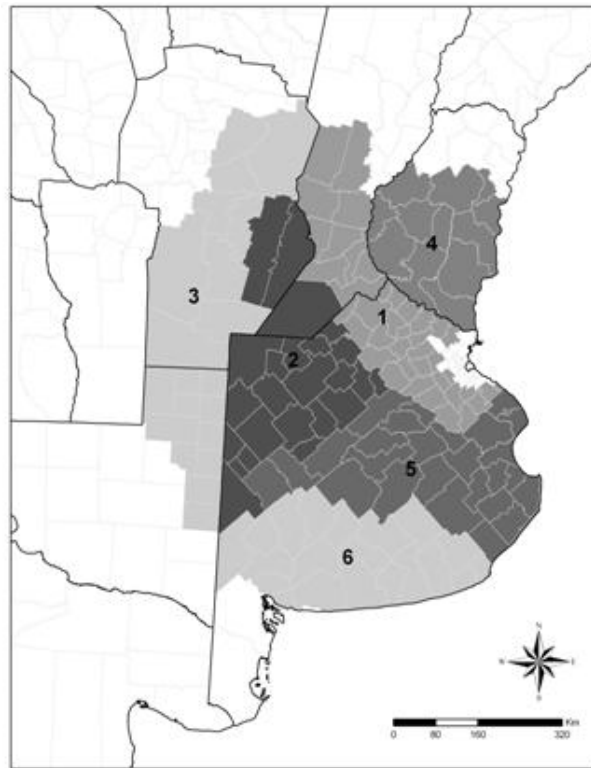


Figura 1.5: Localización de la Región Pampeana y sus sub-regiones: 1) Pampa Ondulada, 2) Pampa Interior, 3) Pampa Semiárida, 4) Pampa Mesopotámica, 5) Pampa Deprimida, y 6) Pampa Arenosa. (Basada en Viglizzo et al. 2003)

Hasta mediados del siglo XIX y comienzos del siglo XX, la Región Pampeana permaneció como pastizal natural. Posteriormente, estas tierras se destinaron en proporciones variables para la producción ganadera y de cultivos de secano. Los sistemas agrícolas basados en la siembra continua de cultivos y de rotaciones cultivo-pasturas fue ampliamente diseminada hasta la década de 1980 (Viglizzo et al. 2003). En las últimas dos décadas, los agroecosistemas pampeanos han sido sometidos a una alta tasa de cambio en su estructura y funcionalidad (Satorre 2005). La concentración de la producción y el manejo agrícola facilitó la adopción generalizada de tecnologías orientadas al consumo de insumos (i.e. maquinaria, fertilizantes, pesticidas) y a los procesos (i.e. sistemas de manejo con un alto componente de información y conocimiento, como la siembra directa y la agricultura de precisión) (Manuel-Navarrete et al. 2009). Por ejemplo, aproximadamente el 90% de la superficie de cultivos extensivos se realiza actualmente bajo siembra directa (Manuel-Navarrete et al. 2009).

1.6.1. Evaluación de la provisión de servicios de los ecosistemas en Región Pampeana

La magnitud de las transformaciones que implica el proceso de agriculturización ha generado una percepción de amenaza para la sustentabilidad de los agroecosistemas pampeanos (Casas 2003; Manuel-Navarrete et al. 2005), lo que ha llevado a describir mediante indicadores los síntomas de deterioro. En una primera aproximación, la Pampa Interior fue evaluada a través de tres indicadores (i.e. la fragmentación del paisaje, el grado de disturbio y de contaminación, y la apropiación de la materia) para estimar la sustentabilidad de los sistemas mixtos de producción (Ghersa et al. 2000). Posteriormente, otros autores realizaron una evaluación de toda la Región Pampeana a través de una serie de doce indicadores (e.g. uso de la tierra, uso de la energía fósil, balance de nitrógeno, balance de fósforo, riesgo de erosión del suelo, alteración del hábitat) (Viglizzo et al. 2002). También en la Pampa Interior, pero a nivel de lote agrícola, se aplicaron el índice de labranzas y el índice de pesticidas para evaluar las consecuencias del reemplazo de labranzas por pesticidas, derivados de la introducción masiva del sistema de siembra directa (Ferraro 2005). No sólo se han desarrollado indicadores ecológicos para esta región sino también del tipo socio-económicos (Manuel Navarrete et al. 2005). Sin embargo, estos ejercicios iniciales de diagnóstico de la sustentabilidad dan como resultado la existencia de diversas tendencias manteniendo un alto grado de incertidumbre, lo que dificulta obtener una clara estimación del grado de sustentabilidad de los agroecosistemas pampeanos. Un valioso complemento a estos análisis previos es la asociación de la provisión de servicios de los ecosistemas al estudio de la sustentabilidad de la Región Pampeana.

El marco teórico asociado al estudio de los servicios provistos por los agroecosistemas pampeanos es reciente, aunque de mucho interés por varios grupos de investigación. Los cambios en la estructura y el funcionamiento de los agroecosistemas pampeanos han llevado al desarrollo de herramientas metodológicas para evaluar el nivel de provisión de servicios de los ecosistemas en ciertas condiciones ecológicas y espaciales. En este sentido, es posible mencionar: 1) ECOSER, que permite simular las consecuencias de distintos diseños espaciales de intervención sobre la provisión de servicios de los ecosistemas, a nivel de paisaje (Laterra et al. 2009); 2) la productividad primaria neta y la disponibilidad de agua para estimar la provisión de servicios (Carreño y Viglizzo 2011); 3) los sensores remotos y modelos de simulación para evaluar el impacto del manejo agrícola sobre la dinámica del carbono durante 60 años (Caride et al. 2012); 4) un protocolo metodológico de evaluación ambiental estratégica para ser aplicado en la planificación del uso de la tierra (Barral y Maceira 2012); y 5) un modelo biofísico para estudiar la provisión relativa de servicios a lo largo de las principales regiones del país (Carreño et al. 2012); entre otros. Asimismo, se han llevado a cabo dos talleres temáticos con el objetivo principal de, por un lado, profundizar en el estudio de los servicios de los ecosistemas (Taller “Expansión e intensificación agrícola en Argentina: Valoración de bienes y servicios ecosistémicos para el ordenamiento territorial”, realizado durante Noviembre de 2009) y, por otro lado, analizar el rol de los agroecosistemas como proveedores y consumidores de servicios (Seminario “Servicios ecosistémicos y sustentabilidad de agroecosistemas: fomentando nuestra eco-industria regional” durante Octubre de 2010).

La Región Pampeana es considerada una gran proveedora de aquellos servicios que poseen valor de mercado, como son los alimentos, las fibras y la materia prima (Carreño y Viglizzo 2007). En esta región, los cambios en la oferta de servicios de los ecosistemas durante el período 1956-2005 resultan casi imperceptibles debido al valor

ecológico (relacionado con su capacidad de proveer una gran variedad de servicios (Costanza et al. 1997)) relativamente bajo de sus tierras (Tabla 1.3) (Carreño y Viglizzo 2011). Sin embargo, es imprescindible contar con un marco de análisis de los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos, incluyendo explícitamente la variabilidad en el manejo agrícola y en las condiciones ambientales.

Tabla 1.3: Oferta relativa de servicios de los ecosistemas para tres períodos de tiempo según el método de valoración funcional (i.e. metodología basada en la identificación de atributos físicos y biológicos que pueden ser asociados, directa o indirectamente, a la provisión de servicios de los ecosistemas) (0-100). (Adaptado de Carreño y Viglizzo 2011)

Sub-región pampeana	Valor total de servicios de los ecosistemas		
	1956-1960	1986-1990	2001-2005
Ondulada	0,79	0,68	0,64
Arenosa	0,67	0,69	0,66
Interior	0,70	0,70	0,65
Semiárida	0,62	0,62	0,62
Deprimida	0,59	0,61	0,60
Mesopotámica	0,88	0,89	0,80
<i>Región Pampeana</i>	<i>0,69</i>	<i>0,69</i>	<i>0,65</i>

1.7. Objetivos de la tesis

Con el fin de pasar de un análisis cualitativo a uno cuantitativo, es necesario entender la naturaleza de las relaciones funcionales entre el manejo agrícola y el nivel de provisión de servicios de los ecosistemas (de Groot et al. 2002), sumado a la variabilidad ambiental. La construcción de modelos que representen los vínculos entre los procesos presentes en los ecosistemas, la acción humana y los servicios de los ecosistemas podría ser una forma adecuada de comenzar debido a que nuestra comprensión de estas relaciones sigue siendo bastante débil (Carpenter et al. 2009). Operativamente, los enfoques cuantitativos que integran experticia (i.e. conocimiento experto) e información cuantitativa disponible son una opción valiosa para profesionales, responsables políticos y público en general (McCloskey et al. 2011).

Basado en estos antecedentes, el objetivo general de esta tesis fue desarrollar un marco de análisis relevante para el estudio de los cambios en la provisión de servicios de los ecosistemas como consecuencia de la variabilidad ambiental y de las prácticas de manejo asociadas a la agricultura (i.e. manejo agrícola) en agroecosistemas pampeanos. Para ello, se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- 1) Desarrollar una estructura conceptual, basada en conocimiento experto, donde se represente a los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos, a escala de lote agrícola.
- 2) Parametrizar la estructura conceptual desarrollada a partir del uso de Redes Bayesianas, como metodología probabilística de inferencia.

- 3) Evaluar el comportamiento de la estructura cualitativa y cuantitativa obtenida durante los dos objetivos anteriores a través de análisis estructural de redes y de análisis de sensibilidad, respectivamente.
- 4) Estimar la provisión de servicios de los ecosistemas en tres sistemas de la Región Pampeana con diferentes características agroecológicas.

1.8. Estructura de la tesis

Los resultados de las actividades desarrolladas en el marco de esta tesis se presentan en tres capítulos: Capítulos 2, 3, y 4. En el Capítulo 2, se presentan aquellos servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos determinando la escala espacial en la cual operan y en la cual una posible deficiencia en su provisión afectará la sustentabilidad de los agroecosistemas. Además, se describe de manera cualitativa la provisión de servicios de los ecosistemas por parte de los agroecosistemas pampeanos mediante modelos conceptuales, a escala de lote agrícola. Cada modelo conceptual representa la relación entre la provisión de un servicio en particular, el ambiente y las prácticas de manejo agrícola. En el Capítulo 3, se seleccionan aquellos modelos que van a ser utilizados con el fin de obtener una estimación del nivel de provisión de estos servicios de los ecosistemas. Asimismo, se describen los resultados cuantitativos de la parametrización de dichos modelos a partir de la elicitación a expertos junto con dos posibles análisis de sensibilidad factibles de ser utilizados para la metodología de Redes Bayesianas. En el Capítulo 4, se analiza nuevamente la sensibilidad de los modelos cuantitativos desarrollados a partir de dos análisis de sensibilidad dependientes de la información cuantitativa a incorporar en los modelos. El primero de ellos es ampliamente utilizado en la bibliografía directamente relacionada con la metodología de Redes Bayesianas; mientras que el segundo es una aproximación simple, aunque novedosa, que aún no se ha llevado a cabo en este tipo de estudios. Asimismo, se evalúa el nivel de provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en tres regiones agrícolas de Región Pampeana a lo largo de diez campañas agrícolas (2000/2001-2009/2010) para tres cultivos característicos de esta región como son maíz, trigo y soja. Finalmente, en el Capítulo 5 se discuten los resultados obtenidos en la tesis en el contexto de lo conocido hasta el momento, se evalúan las implicancias de los mismos y se proponen lineamientos para investigaciones futuras orientados a mejorar el análisis de aquellos servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos.

CAPÍTULO 2

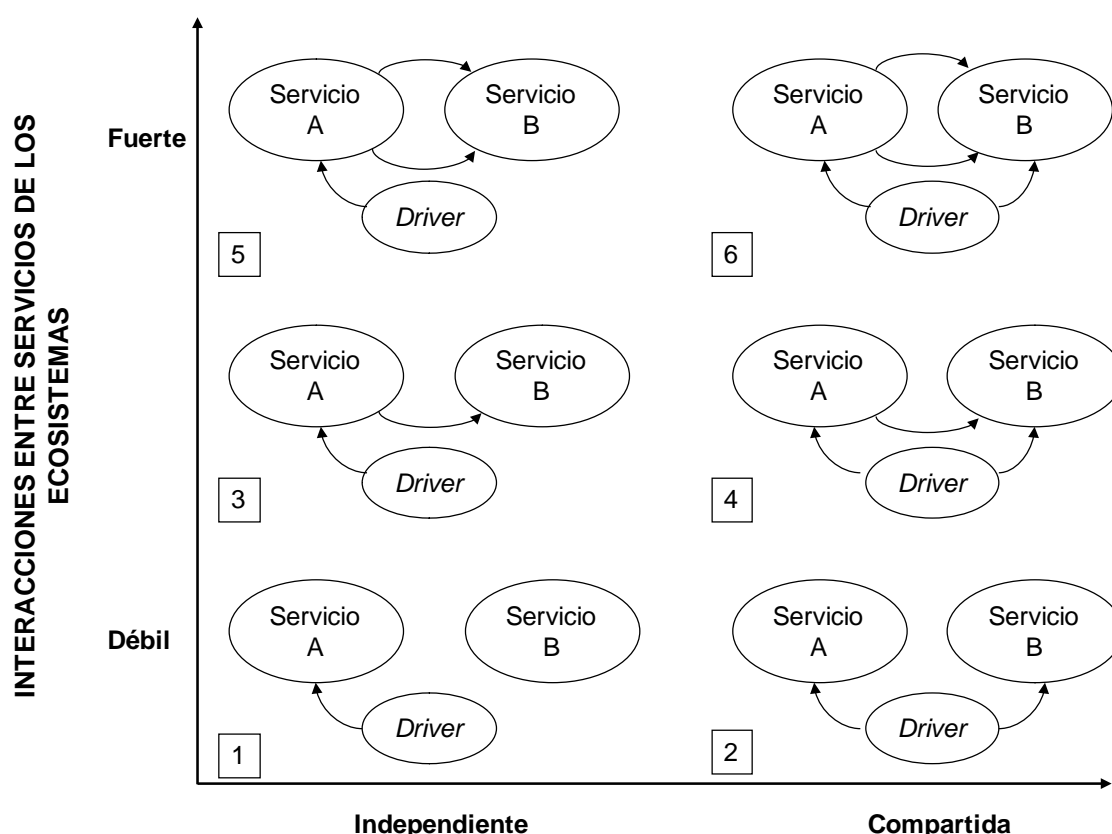
ANÁLISIS CUALITATIVO DE LA PROVISIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS EN AGROECOSISTEMAS*

*Parte del contenido de este capítulo fue publicado en: Rositano, F. and Ferraro, D.O. 2014. Ecosystem services provided by agroecosystems: A qualitative and quantitative assessment of this relationship in the Pampa region, Argentina. *Environmental Management* 53(3): 606-619.

2.1. INTRODUCCIÓN

A través de los últimos veinte años, el estudio de los servicios de los ecosistemas ha emergido como una nueva área de investigación debido a su gran importancia para la supervivencia de la vida en la Tierra (i.e. tanto de la especie humana como de las restantes especies). En particular, la provisión de aquellos servicios de los ecosistemas directamente relacionados con la agricultura deben ser preservados mediante buenas prácticas agrícolas (Barrios 2007; Egoh et al. 2008). En este sentido, Robertson y Swinton (2005) destacan la importancia de la investigación interdisciplinaria con el fin de desarrollar sistemas agrícolas que mantengan la provisión de aquellos servicios de los ecosistemas que la humanidad considera, conoce o usufructúa (i.e. alimentos, fibra, energía o madera). A pesar de la cantidad de publicaciones que han puesto este tema en la consideración científica, aún quedan aspectos sin resolver. Por ejemplo, es imperiosa la necesidad de desarrollar una metodología adecuada para la evaluación de la provisión de servicios de los ecosistemas que permita lidiar con la relativa falta de independencia o las frecuentes relaciones no lineales presentes entre diferentes servicios de los ecosistemas (Cork et al. 2001; Heal et al. 2001; Pereira et al. 2005). Estos dos aspectos pueden ser resumidos (y analizados) a través de una estructura cualitativa donde se represente la provisión de servicios de los ecosistemas por parte de los agroecosistemas (Swinton et al. 2007).

En términos ecológicos, la interdependencia se define como la dinámica de ser mutuamente responsables y compartir un conjunto de principios comunes con otros (Dimuro Peter 2008). Dentro de una estructura de análisis, dos mecanismos pueden causar interdependencia entre servicios de los ecosistemas: 1) interacciones directas (i.e. conexiones lógicas entre servicios), e 2) interacciones indirectas (i.e. conexiones entre servicios mediadas por un *driver* independiente) (Bennett et al. 2009) (Figura 2.1). Estos *drivers* pueden ser factores naturales (e.g. régimen de precipitaciones, temperatura) o factores inducidos por el hombre (e.g. cambios en el uso de la tierra, uso de insumos productivos) que pueden causar un cambio directo en un proceso del ecosistema (MEA 2005). Asimismo, las interacciones directas e indirectas pueden ser negativas (i.e. compromisos o *trade-offs*) o positivas (i.e. sinergias) (Bennett et al. 2009) (Figura 2.1). Los compromisos o *trade-offs* surgen cuando la provisión de un servicio se ve incrementada a costa de la reducción en la provisión de otro servicio; mientras que las sinergias surgen cuando dos o más servicios ven incrementada su provisión simultáneamente (Raudsepp-Hearne et al. 2010) (Figura 2.1). Diversos autores han encontrado *trade-offs* y sinergias en distintos sitios de estudio. Por un lado, Raudsepp-Hearne et al. (2010) hallaron un *trade-off* entre rendimiento de una rotación maíz - soja y secuestro de carbono, mientras que Chisholm (2010) observó este tipo de interacción en un sistema forestal entre los servicios de secuestro de carbono y abastecimiento de agua para la forestación. Por otro lado, Raudsepp-Hearne et al. (2010) hallaron una sinergia entre los servicios de secuestro de carbono y retención de fósforo en el suelo; y Enfors et al. (2008), entre secuestro de carbono y rendimiento del cultivo. En los agroecosistemas pampeanos, particularmente, Laterra et al. (2012) encontraron relaciones negativas (i.e. *trade-offs*) entre la producción agrícola, la producción animal, el mantenimiento de cuerpos de agua limpios, y el mantenimiento de la calidad de los acuíferos. A partir de estos ejemplos, se deduce que cada servicio del ecosistema no debería ser analizado de manera aislada sino como un conjunto de diferentes elementos y procesos de un todo interrelacionado (Cumming y Peterson 2005). Sin embargo, nuestra comprensión de la relación entre los procesos del ecosistema y la provisión de servicios de los ecosistemas sigue siendo bastante débil (Carpenter et al. 2009).



IMPACTO DEL DRIVER SOBRE EL SERVICIO DEL ECOSISTEMA

Figura 2.1: Ejemplos de los dos mecanismos de interdependencia posibles entre servicios de los ecosistemas: 1) interacciones directas (i.e. conexiones lógicas entre servicios), e 2) interacciones indirectas (i.e. conexiones entre servicios mediadas por un *driver* independiente). Las flechas corresponden a relaciones positivas (i.e. sinergias) o negativas (i.e. compromisos o *trade-offs*), que dependerán de los servicios de los ecosistemas involucrados en el análisis. En el Sector 1, un *driver* afecta al Servicio A que no afecta al Servicio B. En el Sector 2, el *driver* afecta a los dos servicios pero éstos no tienen tampoco relación entre ellos. En los Sectores 3 y 4, los servicios tienen una interacción unidireccional; es decir, la provisión del Servicio A afecta la provisión del Servicio B, pero no ocurre lo mismo en la situación inversa. En los Sectores 5 y 6, se observa una interacción bidireccional entre los servicios de los ecosistemas involucrados. En este sentido, la provisión del Servicio A afecta la provisión del Servicio B, y viceversa. (Adaptado de Bennett et al. 2009)

En la actualidad, algunos aspectos del funcionamiento de los ecosistemas están siendo analizados a través de protocolos o estructuras cualitativas (Lamanda et al. 2012); por ejemplo, el ordenamiento de los factores bióticos (i.e. ambiente) y abióticos (i.e. prácticas de manejo agrícola) que explican la variabilidad en el rendimiento del cultivo de algodón en Mali (Rapidel et al. 2006). Las metodologías cualitativas permiten la integración de interpretaciones lógicas sobre información no fácilmente cuantificable, y la observación de las relaciones causales entre procesos ecosistémicos (Busch et al. 2012). La principal ventaja de este tipo de análisis es su capacidad de indicar tendencias en el sistema, incluyendo potencialidades y conflictos en el mismo, al mismo tiempo que se evita el riesgo de sobre-interpretar datos cuantitativos insuficientes (Busch et al. 2012). Modelos conceptuales, estimaciones de relaciones

causales conocidas o cambios esperados a partir de entrevistas o cuestionarios son algunos ejemplos de este tipo de enfoques (Busch et al. 2012).

El desarrollo de modelos conceptuales o cualitativos que representen el funcionamiento de un agroecosistema, con la ayuda de distintos actores sociales, representa una estrategia promisorio si se pretende que estas distintas percepciones sean tenidas en cuenta por los tomadores de decisión (i.e. *stakeholders*) (Delgado et al. 2009). Un modelo conceptual se construye con la complejidad y minuciosidad que el autor desee darle, para luego permitir la libertad de adaptarlo o simplificarlo de acuerdo a las necesidades, percepciones y opiniones del grupo social al que sea presentado (Lamanda et al. 2012). Las principales ventajas de este tipo de diagramas consisten en: 1) facilitar el entendimiento sobre las dinámicas y las complejidades de los sistemas socio-ecológicos; 2) permitir la rápida visualización de los efectos potenciales de la actividad humana dentro del sistema; 3) estimular la reflexión del rol de la humanidad dentro de los sistemas socio-ecológicos; y 4) facilitar la identificación de la utilización de servicios de los ecosistemas por parte de los actores sociales (Delgado et al. 2009; Meylan et al. 2013). Si bien es necesario el desarrollo de modelos conceptuales transparentes y factibles que evalúen la calidad ecosistémica de los sistemas socio-ecológicos, es difícil de llevar a cabo de una manera consistente y confiable (Paetzold et al. 2010). A pesar de ello, esta metodología es especialmente valiosa para la toma de decisiones y el análisis del impacto antrópico sobre los ecosistemas a lo largo de diversas escalas espaciales (Busch et al. 2012).

Los enfoques cualitativos para el análisis de servicios de los ecosistemas, particularmente, están caracterizados por su habilidad de proveer un completo análisis sobre los cambios en los ecosistemas que los proveen y sus posibles consecuencias, considerando un amplio rango de servicios (Villa et al. 2002; Dominati et al. 2010; Posthumus et al. 2010). Por ejemplo, Meylan et al. (2013) desarrollaron un modelo conceptual en el cual se muestran los impactos del manejo agrícola sobre la producción del sistema agroforestal de café en Costa Rica y los servicios de los ecosistemas que estos sistemas proveen considerando distintos escenarios productivos. En base a estos antecedentes, el análisis cualitativo de los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos es la base de este capítulo. Los objetivos de este capítulo fueron:

(1) identificar los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas presentes en la Región Pampeana (Argentina);

(2) desarrollar un modelo conceptual, basado en una revisión bibliográfica y en el conocimiento experto, donde se represente la provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos;

(3) evaluar la presencia de interdependencia entre servicios de los ecosistemas mediante el modelo conceptual desarrollado;

(4) caracterizar la estructura del modelo conceptual con el fin de identificar aquellas variables que mejor explican la provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos; y

(5) evaluar la calidad de la información cualitativa provista por el sistema de expertos entrevistados.

2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.2.1. Sitio de estudio

La descripción cualitativa de la relación entre el ambiente, el manejo agrícola y la provisión de servicios de los ecosistemas fue diseñada para la Región Pampeana en su totalidad. Esta región se localiza en una planicie de más de 52 millones de hectáreas en el centro este de la República Argentina (Hall et al. 1992) (ver Figura 1.5 en Capítulo 1). Está conformada por la totalidad de la provincia de Buenos Aires, una gran parte de las provincias de Córdoba y La Pampa y centro-sur de la provincia de Santa Fe (ver Figura 1.5 en Capítulo 1). Si bien la Región Pampeana es considerada fisonómica y topográficamente uniforme, varias sub-regiones son reconocidas basadas en su geomorfología, geología, fisiografía, suelos y vegetación (Soriano et al. 1991). Estas sub-regiones son: 1) Pampa Ondulada, 2) Pampa Interior, 3) Pampa Semiárida, 4) Pampa Mesopotámica, 5) Pampa Inundable, y 6) Pampa Austral (ver Figura 1.5 en Capítulo 1). La temperatura media anual oscila en un rango de 10°C a 20°C; mientras que la precipitación anual es de 400 mm a 1600 mm, decreciendo desde el noreste al sudoeste. Los suelos pertenecen, principalmente, al orden de los Molisoles (Soriano et al. 1991). Los cultivos de mayor importancia, en términos del área ocupada, en la región son: soja (*Glycine max* (L.) Merr.), maíz (*Zea mays* L.), trigo (*Triticum aestivum* L.), y girasol (*Helianthus annuus* L.).

2.2.2. Primera revisión bibliográfica

En una primera etapa, se realizó una revisión bibliográfica basada, principalmente, en la recopilación del conocimiento existente sobre servicios de los ecosistemas. La revisión incluyó únicamente a aquellas publicaciones en las cuales se explicitaba una clasificación propuesta para agrupar a los servicios de los ecosistemas (ver Tabla 1.2 en Capítulo 1). En esta tesis, se decidió utilizar aquella clasificación propuesta por *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA) (2005) debido a su mayor adopción (y utilización) por parte de la comunidad científica. A partir de la información obtenida, se llevaron a cabo las siguientes actividades:

i. Identificación de los grandes grupos de servicios de los ecosistemas esenciales que proveen los ecosistemas. La clasificación establecida por MEA (2005) divide a los servicios de los ecosistemas en cuatro categorías principales: 1) servicios de soporte o apoyo, aquellos necesarios para la producción de los restantes servicios de los ecosistemas, como la formación del suelo o la fotosíntesis; 2) servicios de provisión, aquellos productos o bienes obtenidos de los ecosistemas, como la madera, el combustible, o las fibras; 3) servicios de regulación, aquellos beneficios obtenidos de la regulación de los procesos de los ecosistemas, como la regulación del agua, de la erosión y de la calidad del aire; y 4) servicios culturales, aquellos beneficios no materiales, como el enriquecimiento espiritual, el desarrollo cognitivo, y la recreación.

ii. Restricción del estudio a aquellos servicios provistos por agroecosistemas. Para ello, se relevaron artículos en los cuales se hallaran las siguientes combinaciones de palabras: 1) “servicios de los ecosistemas + agroecosistemas”, o 2) “servicios de los ecosistemas + agricultura”. Estos artículos debían consignar, entonces, ejemplos de servicios de los ecosistemas provistos por agroecosistemas, o directamente vinculados a la producción agrícola.

iii. Establecimiento, para cada uno de los servicios de los ecosistemas identificados en el punto ii, de las escalas espaciales a las cuales operan y en las cuales una posible deficiencia en su provisión afectará la sustentabilidad de los agroecosistemas bajo estudio. Las escalas a tener en cuenta fueron: escala predial, escala regional y escala global.

iv. Confección de una tabla de clasificación de servicios de los ecosistemas incorporando las escalas espaciales de análisis. La información presente en la tabla confeccionada se validó durante las dos rondas de entrevistas realizadas a expertos (ver *Sección 2.2.4. Elicitación del conocimiento cualitativo mediante entrevistas con expertos*).

2.2.3. Segunda revisión bibliográfica

En una segunda etapa, se seleccionó un conjunto de ocho servicios de los ecosistemas presentes en la tabla confeccionada en la *Sección 2.2.2. Primera revisión bibliográfica*. Dos criterios fueron tenidos en cuenta al momento de seleccionar estos ocho servicios. Por un lado, estos servicios de los ecosistemas debían encontrarse estrechamente relacionados con importantes estructuras y funciones ecológicas presentes en los agroecosistemas, y también haber sido identificados como indicadores de su actual estado y de su tendencia a futuro (Björklund et al. 1999; Viglizzo et al. 2003; Jenkins et al. 2010). Por otro lado, los principales beneficiarios de los servicios a seleccionar debían ser los *stakeholders* (o tomadores de decisión) (i.e. productores y asesores agropecuarios, particularmente) y la humanidad.

Luego, se procedió a la construcción de una red conceptual con el fin de representar cada uno de los ocho servicios de los ecosistemas seleccionados previamente. Para ello, se llevó a cabo una meta-síntesis. La meta-síntesis tiene como objetivos analizar y sintetizar los elementos clave de cada estudio (i.e. publicación científica), a fin de transformar los resultados individuales en nuevas conceptualizaciones (Cronin et al. 2008). La revisión bibliográfica (o meta-síntesis) estuvo basada en la recopilación del conocimiento existente acerca de los procesos preponderantes en los agroecosistemas que determinan la provisión de servicios de los ecosistemas, y su relación con el ambiente y el manejo agrícola. Estos vínculos se representaron en cada red conceptual.

Las redes conceptuales son estructuras diseñadas especialmente para la representación del conocimiento derivado de conceptos, conectores y proposiciones sobre el tema en estudio (Markle 1978; Galagovsky 1993). Las redes conceptuales tienen un aspecto gráfico y un aspecto semántico. En cuanto al aspecto gráfico, están formadas por nodos (i.e. palabras enmarcadas) y por las conexiones entre ellos (i.e. la naturaleza de las relaciones entre los nodos). En cuanto al aspecto semántico, la jerarquía gráfica no es necesaria ya que los conceptos más importantes son los más relacionados y las conexiones entre nodos son flechas que orientan el sentido de la lectura (Galagovsky 1993; Ciliberti y Galagovsky 1999; McCloskey et al. 2011). Las redes conceptuales aquí desarrolladas contienen cinco tipos de nodos: 1) *variables de decisión*, como aquellas decisiones tomadas por los *stakeholders* en cualquier momento del ciclo de producción (e.g. elección de genotipo, régimen de fertilización); 2) *variables de entrada*, como aquellas variables ambientales inherentes al sitio de estudio (e.g. temperatura, precipitaciones); 3) *variables de estado*, como aquellas variables que describen el estado actual del sistema (e.g. materia orgánica del suelo); 4) *procesos*, como el conjunto de fases sucesivas de un fenómeno natural del sistema (e.g.

mineralización); e 5) *indicadores de provisión del servicio del ecosistema (IPSE)*, como aquellas variables que reflejan el nivel de provisión de un servicio del ecosistema en particular (e.g. concentración de nitratos en agua subterránea). Los enlaces de las relaciones cualitativas entre los nodos fueron los siguientes: 1) *afecta*, cuando no hay certeza si la relación tiende a aumentar o disminuir; 2) *aumenta*; 3) *reduce*; y 4) *determina*, cuando una variable origina otra variable (e.g. la especie de cultivo determina la cantidad de residuo de cosecha). Estos enlaces se representaron sólo en las redes conceptuales individuales de cada servicio del ecosistema. La red conceptual general, conteniendo todos los servicios de los ecosistemas seleccionados, mantiene la vinculación entre los nodos presentes en las redes individuales pero no la naturaleza del enlace con el fin de no complejizar la misma (ver *Sección 2.2.5. Análisis cuantitativo de la estructura de la red conceptual general*). El desarrollo de las redes conceptuales se realizó utilizando el software Visual Understanding Environment (VUE) (Tufts Academic Technology 2008), especialmente diseñado para la creación de herramientas flexibles que pueden ser utilizadas en el manejo e integración de recursos digitales.

2.2.4. Elicitación del conocimiento cualitativo mediante entrevistas con expertos

En una tercera etapa, se llevó a cabo un proceso de elicitación (i.e. proceso de extracción y registro del conocimiento) (James et al. 2010) con el objetivo de validar la información sintetizada en cada red conceptual mediante su confrontación con conocimiento experto (i.e. expertos) (Dibie-Barthélemy et al. 2006). Este proceso de elicitación estuvo basado en entrevistas estructuradas, donde el entrevistador predetermina el contenido y el orden de los acontecimientos (Cooke 1994). La entrevista se diseñó con el fin de ser presentada en forma individual a cada uno de los expertos (ver Anexos 1 y 2). En términos generales, "un experto se refiere a una fuente de conocimiento humano, a menudo marcado por la experticia en su dominio o en su materia de estudio" (Cooke 1994). Los expertos aquí considerados fueron investigadores involucrados en actividades de investigación relacionadas con: 1) fertilización de cultivos extensivos, 2) contaminación ambiental por fertilizantes, 3) dinámica de nutrientes en agroecosistemas, 4) calidad y contaminación del agua subterránea, 5) fertilidad del suelo, 6) eco-fisiología de malezas, 7) emisiones de gases de efecto invernadero, y 8) adversidades bióticas. Los investigadores fueron seleccionados dentro del campo académico de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (FAUBA). Durante la entrevista, los investigadores debieron recomendar investigadores en su misma área de estudio pero que no pertenecieran al ámbito de la FAUBA, tanto para ampliar el número de expertos a entrevistar como para evitar el sesgo de la información obtenida. Teniendo en cuenta estas consideraciones, el panel de expertos estuvo compuesto por 20 investigadores (Tabla 2.1).

Tabla 2.1: Expertos considerados en el proceso de elicitación del conocimiento cualitativo, junto con su correspondiente afiliación académica, campo de experticia y ronda de entrevista en la cual participó (1º: primer ronda de entrevistas, y 2º: segunda ronda de entrevistas). El nombre de los expertos no se menciona con el objetivo de mantener el anonimato de los mismos. Referencias: ¹FAUBA = Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; ²IFEVA = Instituto de Fisiología y Ecología Vinculadas a la Agricultura; ³UM = Universidad de Morón; ⁴INTA = Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria;

⁵UNSL = Universidad Nacional de San Luis; ⁶UNMdP = Universidad Nacional de Mar del Plata; ⁷INBA = Instituto Nacional de Biotecnología Agropecuaria; ⁸IPNI = *International Plant Nutrition Institute*.

Experto	Afiliación académica	Campo de experticia	Ronda de entrevista
1	FAUBA ¹	Fertilización de cultivos, Dinámica de nutrientes en agroecosistemas, Fertilidad del suelo	1° - 2°
2	IFEVA ² -FAUBA	Dinámica de nutrientes en agroecosistemas	2°
3	IFEVA-FAUBA	Dinámica de nutrientes en agroecosistemas	2°
4	FAUBA	Fertilización de cultivos, Dinámica de nutrientes en agroecosistemas, Fertilidad del suelo	1° - 2°
5	UM ³ /INTA ⁴	Dinámica de nutrientes en agroecosistemas, Fertilidad del suelo	1° - 2°
6	UNSL ⁵	Calidad y contaminación del agua subterránea	1° - 2°
7	UNMdP ⁶ /INTA	Contaminación ambiental por fertilizantes, Calidad y contaminación del agua subterránea	1° - 2°
8	INBA ⁷ -FAUBA	Fertilización de cultivos, Dinámica de nutrientes en agroecosistemas, Fertilidad del suelo, Contaminación ambiental por fertilizantes	1° - 2°
9	IPNI ⁸	Fertilización de cultivos, Dinámica de nutrientes en agroecosistemas, Fertilidad del suelo, Contaminación ambiental por fertilizantes	1° - 2°
10	FAUBA	Calidad y contaminación del agua subterránea, Contaminación ambiental por fertilizantes	1° - 2°
11	FAUBA	Eco-fisiología de malezas, Adversidades bióticas	1° - 2°
12	IFEVA-FAUBA	Eco-fisiología de malezas	1°
13	IFEVA-FAUBA	Fertilización de cultivos, Eco-fisiología de malezas	1°
14	FAUBA	Fertilización de cultivos, Dinámica de nutrientes en agroecosistemas, Fertilidad del suelo	1°
15	UNMdP/INTA	Adversidades bióticas	1° - 2°
16	FAUBA	Fertilidad del suelo	1°
17	INBA-FAUBA	Fertilidad del suelo, Contaminación ambiental por fertilizantes	1°
18	INTA/FAUBA	Fertilización de cultivos, Dinámica de nutrientes en agroecosistemas, Fertilidad del suelo, Contaminación ambiental por fertilizantes, Emisiones de gases de efecto invernadero	1°
19	INTA	Calidad y contaminación del agua subterránea	1°
20	FAUBA	Calidad y contaminación del agua subterránea	1°

Dos rondas de entrevistas utilizando la técnica *Delphi* (Dalkey y Halmer 1963) fueron aplicadas al panel de expertos. En términos generales, la técnica *Delphi* busca obtener un grado de consenso entre los especialistas seleccionados sobre un tópico determinado (o problema bajo estudio), en lugar de dejar la decisión a un solo experto (Pérez Andrés 2000). Durante las dos rondas de entrevistas, cada red conceptual fue reformulada con el fin de alcanzar un consenso entre los expertos consultados sobre: 1) la validez de la clasificación de cada nodo (i.e. variable de decisión, variable de entrada, variable de estado, proceso, e IPSE); 2) la inclusión u omisión de nuevos nodos; y 3) la validez de las relaciones lógicas entre los nodos. A su vez, se les consultó sobre la validez de la información presente en la tabla de clasificación de servicios de los ecosistemas. En la primera ronda (Agosto de 2009 - Enero de 2010), cada uno de los

expertos revisó entre dos y tres redes conceptuales (siempre relacionadas con su campo de experticia). De esta manera, cada red conceptual fue revisada por, al menos, 6 expertos. En la técnica *Delphi*, los mayores beneficios (i.e. en términos de información obtenida y consenso logrado) son obtenidos con los primeros 3 a 4 expertos entrevistados, y luego la información tiende a ser recurrente o redundante (Clemen y Winkler 1999; Winkler y Clemen 2004). Así, durante la segunda ronda de entrevistas (Septiembre - Diciembre de 2010) se seleccionaron sólo 12 de los 20 expertos entrevistados previamente. En este caso, cada red conceptual fue revisada por sólo 3 expertos. La selección de estos doce expertos fue determinada por el período de tiempo durante el cual han investigado dentro de su campo de experticia; es decir, el período de formación y experiencia de una persona en un dominio específico de conocimiento puede influir sustancialmente en su análisis de la información presentada (Cornelissen et al. 2003). Durante esta segunda ronda de entrevistas, se solicitó a los expertos que consideraran nuevamente cada relación haciendo hincapié en las incorporaciones recientes del resto de los expertos (Acosta y Forrest 2009), principalmente en aquellos puntos de conflicto. Cada entrevista, perteneciente a cada ronda de entrevistas, duró aproximadamente una hora y media.

El principal criterio para analizar la información obtenida fue el consenso entre los expertos en cada ronda de entrevistas para cada una de las redes conceptuales (Léger y Naud 2009). Cada nodo y/o relación presente en cada red conceptual corresponde a un valor mínimo (75%) de consenso entre los expertos; es decir, alrededor de 5 expertos/red durante la primera ronda y 2 expertos/red durante la segunda ronda de entrevistas debieron haber hecho los mismos cambios para establecer la versión final de cada red conceptual. En los casos en que no hubo consenso durante la primera ronda, se seleccionó la opción más apropiada y esa información debió ser validada en la segunda ronda de entrevistas (Léger y Naud 2009). En los casos en que no hubo consenso en ninguna de las dos rondas, se eliminó definitivamente el nodo o la relación en cuestión. En la Figura 2.2, se esquematiza el recorrido metodológico llevado a cabo durante las dos rondas de entrevistas a los expertos seleccionados.

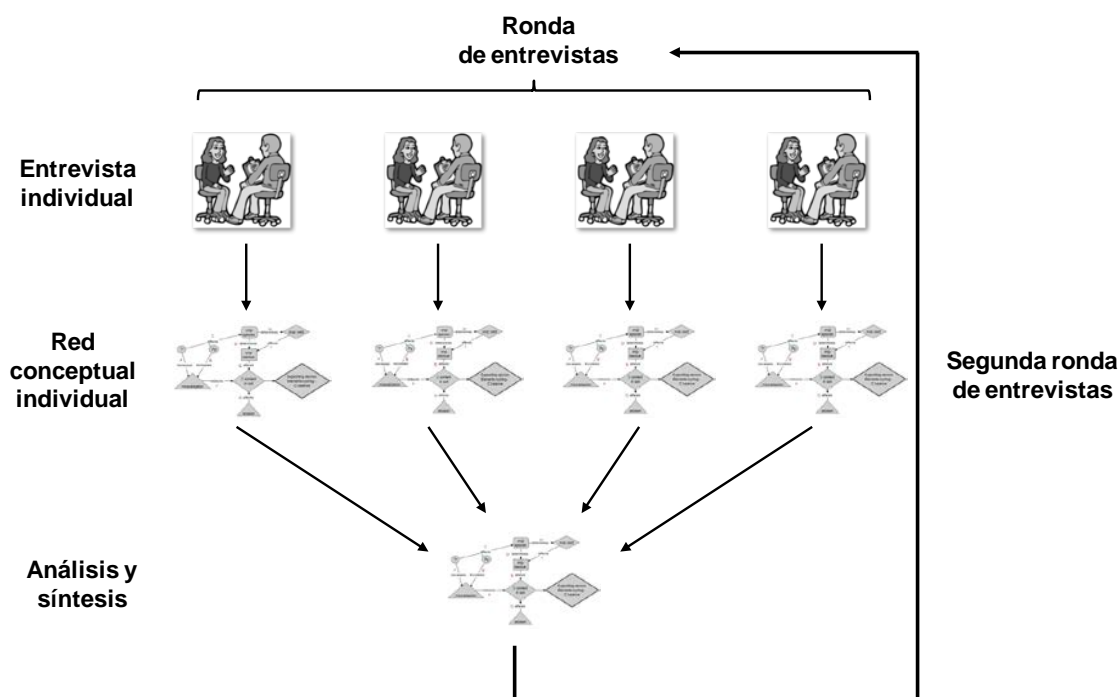


Figura 2.2: Esquematación de las dos rondas de entrevistas basadas en la técnica *Delphi* aplicadas al panel de expertos seleccionado. (Basado en Léger y Naud 2009)

2.2.5. Análisis cuantitativo de la estructura de la red conceptual general

Finalmente, y con la versión final de la red conceptual individual de cada servicio del ecosistema, éstas se unieron con el fin de obtener una red conceptual general. De esta manera, se analizó la importancia de los diferentes tipos de nodos dentro de su estructura (i.e. “importancia topológica”) (Pocock 2011). Debido a que el principal interés en la descripción de las relaciones cualitativas está enfocado sobre el nodo final de cada red conceptual (i.e. IPSE), el análisis estructural de la red conceptual general se hizo únicamente con los restantes tipos de nodos: variables de decisión, variables de entrada, variables de estado y procesos. El análisis estructural de la red conceptual general se realizó con UCINET 6 (Borgatti et al. 2002), software para análisis estructural de redes. A pesar de que este software se utiliza generalmente para el análisis de redes sociales, puede ser aplicable a diferentes disciplinas y tipos de redes (Stephen Borgatti, comunicación por correo electrónico). El análisis estructural se realizó a partir de tres indicadores de red: 1) *Freeman degree* (o centralidad de grado), 2) *Bonacich power* (o Poder de Bonacich), y 3) Densidad. Los dos primeros indicadores son posicionales, es decir, evalúan la posición de cada nodo en relación al conjunto de nodos presentes en la red conceptual; mientras que el tercero es un indicador estructural, es decir, evalúa la red en sí misma. A continuación, se describe cada uno de los tres indicadores seleccionados:

1) *Freeman degree* (o centralidad de grado). Este indicador sintetiza el número de nodos a los que se une un nodo en particular. La fórmula correspondiente a la centralidad de grado es la siguiente:

$$K_i = \sum_j a_{ij} \quad (2.1)$$

donde K_i es el número de relaciones que tiene el nodo i ; y a_{ij} es la componente relacional que define el vínculo entre el nodo i y el nodo j , tal que si el nodo i tiene vínculo con el nodo j , a_{ij} es igual a 1 (Velázquez y Rey Marín 2007).

Este indicador pone de manifiesto a aquellos nodos que juegan un papel clave dentro de la red conceptual general. Existen dos tipos de centralidad de grado: OUT e IN. El primero corresponde a los enlaces que salen de un nodo, y el segundo se refiere a los vínculos que llegan a un nodo. En esta tesis, el análisis se realizó teniendo en cuenta OUT-*Freeman degree* (OUT-FD) ya que se buscaba reconocer a aquellos nodos que directamente influenciaran a otros nodos.

2) *Bonacich power* (o Poder de Bonacich). Este indicador es una modificación del enfoque de *Freeman degree*, teniendo en cuenta la potencia de un nodo en una red conceptual. La centralidad de grado original (i.e. *Freeman degree*) sostiene que los actores que tienen más conexiones son más propensos a ser de gran alcance, ya que pueden afectar directamente a un mayor número de otros actores; sin embargo, el mismo grado de centralidad no significa necesariamente que los actores sean igualmente importantes o poderosos (Hanneman y Riddle 2005). Es decir, el poder no iguala a la centralidad en las redes conceptuales (Cook et al. 1983). El Poder de Bonacich (PB) se calcula de la siguiente manera:

$$c(\alpha, \beta) = \alpha(I - \beta F)^{-1} F i \quad (2.2)$$

donde c es un vector de centralidad de los nodos (i.e. el número esperado de relaciones en una red activadas por cada nodo), α es un escalar utilizado para normalizar los datos,

β es el factor de atenuación, F es la matriz de adyacencia que puede ser valorada (i.e. matriz cuadrada que se utiliza como una forma de representar relaciones binarias), i es un vector de columnas de 1, e I es la matriz identidad (i.e. matriz diagonal en la que los elementos de la diagonal principal son iguales a 1).

Con el fin de analizar una red conceptual con el PB, es necesario seleccionar el factor de atenuación o parámetro β . El parámetro β refleja el grado en el que el estado de un nodo es función de los estados de aquellos a los que está conectado (Bonacich 1987). Cuando el parámetro β es negativo (entre 0 y -1), estar conectado a nodos con menor cantidad de conexiones, hace al nodo fuerte. Si $\beta = 0$, los resultados son iguales a los obtenidos con *Freeman degree*. Cuando el parámetro β es positivo (entre 0 y 1), estar conectado a nodos con más conexiones tiene un gran alcance (Hanneman y Riddle 2005). En esta tesis, se seleccionó $\beta = 1$ ya que cuando el valor de β se va acercando a 1 el efecto del patrón de respuesta se va haciendo más evidente debido a que la posición de los restantes nodos a los que está conectado el nodo en consideración son tenidos en cuenta en mayor medida (Bonacich 1987).

3) *Densidad*. Este indicador presenta la cantidad de relaciones observadas sobre la cantidad total de relaciones posibles, permitiendo determinar hasta qué punto está conectada la red conceptual general. La densidad se calcula de la siguiente manera:

$$D = \frac{1}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_{ij} \quad (2.3)$$

donde a_{ij} es la componente relacional entre el nodo i y el nodo j , y n es el número de nodos que integran la red.

El valor de este indicador está acompañado por un valor de desviación estándar, una medida de cuánta variación existe entre elementos presentes en la red. Si todos los elementos fuesen un 1 o todos un 0, la desviación estándar sería 0 (i.e. no habría variación) (Hanneman y Riddle 2005). Con datos binarios, la máxima variabilidad en las relaciones (o la máxima incertidumbre sobre si cualquier relación puede estar presente o ausente) se realiza en la densidad igual a 0,5 (Hanneman y Riddle 2005). A medida que la densidad se aproxima a 1 o alternativamente a 0, la desviación estándar y la varianza entre relaciones se reduce (Hanneman y Riddle 2005).

2.2.6. Análisis de la calidad de la información cualitativa provista por expertos

A partir de las entrevistas a los expertos (ver Anexos 1 y 2), se evaluó la calidad en el nivel de conocimiento sobre la información cualitativa elicitada a los expertos seleccionados. Es importante aclarar que los expertos incluidos en este análisis son aquellos que fueron entrevistados durante la primera ronda de entrevistas (18 expertos de un total de 20 expertos) (ver Tabla 2.1). Cada experto debió calificar su nivel de conocimiento en una escala del 0 al 10 con respecto al tema representado en cada red conceptual individual (ver Anexo 1). Así, el nivel de conocimiento se dividió en tres categorías: Desconocimiento (0 - 3,5), Leve conocimiento (3,5 - 6,5), y Conocimiento apropiado/suficiente (6,5 - 10) (Kraye von Kraus et al. 2004) (Figura 2.3).

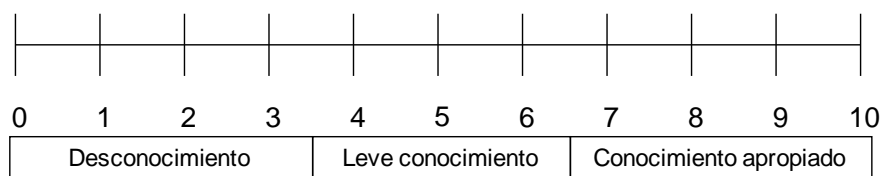


Figura 2.3: Escala cuantitativa utilizada para evaluar el nivel de conocimiento de los expertos entrevistados durante la primera ronda de entrevistas sobre el tema representado en cada una de las redes conceptuales individuales. (Basado en Krayen von Kraus et al. 2004)

A partir de la información obtenida, se calculó la media de conocimiento para cada servicio del ecosistema bajo estudio mediante la siguiente fórmula:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_i x_i \quad (2.4)$$

donde \bar{x} es el promedio de conocimiento experto sobre un servicio del ecosistema en particular, x_i es el valor de conocimiento sobre un servicio del ecosistema dado por un experto, y n es la cantidad de expertos considerados para cada servicio del ecosistema bajo estudio.

El análisis de la variabilidad en el nivel de conocimiento se llevó a cabo a partir del coeficiente de variación. El coeficiente de variación (CV) es el cociente entre la desviación estándar y la media muestral, expresado en porcentaje. A continuación, se detalla la fórmula utilizada para su cálculo:

$$CV = \frac{\sigma}{\bar{x}} 100 \quad (2.5)$$

donde CV es el coeficiente de variación, σ es el desvío estándar de una muestra, y \bar{x} es la media muestral.

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos

En la Tabla 2.2, se encuentran listados los servicios de los ecosistemas provistos por agroecosistemas que fueron relevados de nueve artículos en los cuales se hacía directa referencia a este aspecto. En total, veintidós servicios fueron hallados en estos artículos. Aquellos servicios que presentaron una mayor frecuencia de aparición (0,78) entre los artículos fueron: 1) Ciclado de nutrientes; 2) Mantenimiento de la información biológica y genética; 3) Regulación biótica; y 4) Polinización (Tabla 2.2). Aquellos servicios que presentaron una menor frecuencia de aparición (0,11) entre los artículos fueron: 1) Capacidad fotosintética; 2) Dispersión de semillas; 3) Ciencia y educación; 4) Capacidad de carga ecológica; 5) Soporte para las plantas; 6) Servicios provistos por refugios; e 7) Incorporación de residuos animales (Tabla 2.2).

Tabla 2.2: Listado de servicios de los ecosistemas provistos por agroecosistemas, en base a los siguientes nueve autores (ordenados alfabéticamente): 1) Björklund et al. (1999); 2) Dale y Polasky (2007); 3) Khan y Sharma (2009); 4) Porter et al. (2009); 5) Rótolo y Francis (2008); 6) Sandhu et al. (2007); 7) Swift et al. (2004); 8) Swinton et al. (2007); y 9) Zhang et al. (2007). Este grupo de publicaciones se obtuvo a partir de una revisión bibliográfica realizada en Scopus a comienzos del año 2009, utilizando los términos

“servicios de los ecosistemas + agroecosistemas” o “servicios de los ecosistemas + agricultura”. Los servicios de los ecosistemas se encuentran ordenados de acuerdo a la frecuencia de aparición dentro de los nueve artículos relevados.

Servicio del ecosistema	Frecuencia	Referencia
Ciclado de nutrientes	0,78	1, 3, 4, 6, 7, 8, 9
Mantenimiento de la información biológica y genética	0,78	1, 2, 3, 5, 6, 8, 9
Regulación biótica	0,78	1, 2, 3, 4, 6, 7, 9
Polinización	0,78	2, 3, 4, 5, 6, 8, 9
Fertilidad del suelo	0,67	1, 2, 3, 5, 8, 9
Calidad del agua	0,67	1, 2, 3, 5, 7, 9
Control de emisiones de gases de efecto invernadero	0,67	1, 3, 5, 7, 8, 9
Producción de alimentos y materias primas para consumo humano	0,67	2, 4, 6, 7, 8, 9
Regulación del flujo y almacenaje de agua	0,44	4, 6, 7, 9
Estética	0,44	4, 6, 8, 9
Retención del suelo	0,33	3, 7, 9
Formación del suelo	0,22	4, 6
Mitigación de disturbios	0,22	2, 5
Hábitat	0,22	2, 9
Recreación	0,22	6, 8
Capacidad fotosintética	0,11	1
Dispersión de semillas	0,11	2
Ciencia y educación	0,11	6
Capacidad de carga ecológica	0,11	1
Soporte para las plantas	0,11	6
Servicios provistos por refugios	0,11	6
Incorporación de residuos animales	0,11	9

El listado presentado en la Tabla 2.2 fue la base a partir de la cual se identificaron los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos (Tabla 2.3). La clasificación convencional de *Millenium Ecosystem Assessment* (2005) permitió agruparlos de la siguiente manera: 1) servicios de soporte o apoyo: ciclo de elementos, ciclo del agua, y conservación del suelo; 2) servicios de provisión: de alimentos y fibras, de agua para consumo, de combustibles y energía; 3) servicios de regulación: atmosférica, de adversidades bióticas, de disturbios/anomalías, de purificación del agua; y 4) mantenimiento de la biodiversidad (Tabla 2.3). En la clasificación de servicios de los ecosistemas propuesta por MEA (2005), la biodiversidad no se encuentra incluida explícitamente como un servicio; sin embargo, los recursos genéticos (germoplasma) están considerados dentro de los servicios de provisión. Zhang et al. (2007) y Stallman (2011) reconocen a la biodiversidad como un servicio de soporte o apoyo; mientras que Dale y Polasky (2007), como un servicio de regulación. Considerando al tema servicios de los ecosistemas como altamente dinámico, se decidió incluir a la biodiversidad como una categoría en sí misma que apoya y provee a los restantes servicios de los ecosistemas (Tabla 2.3). Esta decisión se puso a consideración en la primera ronda de entrevistas, obteniéndose un consenso entre los expertos entrevistados.

Un experto consideró que dentro de la nueva categoría Mantenimiento de la biodiversidad debían incluirse, por ejemplo, los servicios de polinización, de mantenimiento de la biodiversidad de microorganismos del suelo, de regulación de los procesos bióticos del suelo por microorganismos, de mantenimiento de especies consideradas enemigos naturales, entre otros. Sin embargo, los restantes expertos

relacionados con el campo de experticia de la biodiversidad y/o adversidades bióticas (ver Tabla 2.1) no estuvieron completamente de acuerdo aduciendo, por ejemplo, que la polinización podría ser considerada como un proceso facilitador del servicio Provisión de alimentos y fibras. Por esta razón, sólo se incluyó dentro de esta categoría el mantenimiento del germoplasma y el mantenimiento de la riqueza de especies asumiendo que dentro de estos dos servicios se incluyen aquellos sugeridos por el experto mencionado en primera instancia. Por otro lado, hubo también servicios que no fueron incorporados a la clasificación presente en la Tabla 2.3 ya que no alcanzaron el mínimo de 75% de consenso entre los expertos involucrados. Entre ellos, se pueden destacar los siguientes: 1) Balance de sales en agua, 2) Balance de calcio (Ca) del suelo, 3) Extinción de especies perjudiciales para el ser humano, 4) Mantenimiento de la vida silvestre, 5) Regulación atmosférica del vapor de agua, y 6) Regulación atmosférica del albedo.

En la Tabla 2.3, no se incluyó a los servicios culturales. Esta categoría de servicios son exclusivos, principalmente, de áreas con población netamente humana (Busch et al. 2012). Sin embargo, los agroecosistemas pampeanos son, también, proveedores de servicios culturales como belleza estética, recreación (i.e. turismo rural), entre otros. La decisión de no incluirlos en la tabla de clasificación se debió, básicamente, a una cuestión práctica; es decir, los servicios de los ecosistemas presentes en la tabla de clasificación debían ser aquellos directamente relacionados con procesos y funciones inherentes a los ecosistemas y que estuvieran directamente influenciados, positiva o negativamente, por las prácticas de manejo agrícola. Si bien sería posible determinar la relación entre las prácticas de manejo agrícola y la provisión de servicios culturales, el estudio se restringió a aquellos servicios puramente ecológicos dejando de lado a aquellos relacionados con el aspecto socio-cultural o económico de los agroecosistemas pampeanos.

En cuanto a la escala espacial, se observó una agrupación bastante marcada; es decir, los servicios de soporte o apoyo se agruparon en las escalas predial y regional, mientras que los restantes servicios se agruparon en las tres escalas espaciales. En este sentido, los servicios Balance de nitrógeno del suelo y Balance de carbono del suelo también fueron asociados a la escala global debido a su participación en el servicio de regulación Control de emisión de gases de efecto invernadero (i.e. Control de emisión de N_2O y de CO_2 , respectivamente). Esta misma situación ocurrió con el servicio de soporte Balance hídrico en el suelo que fue asociado también a la escala global debido a su participación en el servicio de Provisión de agua para consumo y en el servicio de regulación Purificación del agua. El servicio de regulación Control de emisión de contaminantes del aire se asoció únicamente con la escala regional. El servicio Mantenimiento de la biodiversidad se asoció a las tres escalas espaciales ya que es un facilitador para la provisión de los restantes servicios de los ecosistemas.

La construcción de las redes conceptuales se realizó a partir de los siguientes servicios de los ecosistemas: 1) Balance de carbono (C) del suelo, 2) Balance de nitrógeno (N) del suelo, 3) Mantenimiento de la estructura del suelo, 4) Balance hídrico en el suelo, 5) Control de emisión de N_2O , 6) Regulación de adversidades bióticas, 7) Control de contaminación del agua subterránea, y 8) Mantenimiento de la riqueza de especies. Los indicadores de provisión de estos servicios de los ecosistemas fueron los siguientes: 1) Contenido de C en suelo, 2) N disponible en suelo, 3) Provisión de agua para los cultivos, 4) Estabilidad estructural del suelo, 5) Desnitrificación, 6) Concentración de NO_3 en agua subterránea, 7) Mitigación natural de pestes, y 8) Riqueza de especies, respectivamente. Las decisiones por las cuales se seleccionó a este

conjunto de servicios de los ecosistemas se explicaron previamente en la *Sección 2.2.3. Segunda revisión bibliográfica*.

Tabla 2.3: Clasificación de los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos, incorporando la escala espacial a las cuales operan y en las cuales una posible deficiencia en su provisión afectará la sustentabilidad de estos agroecosistemas. (Basada en MEA 2005)

SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS		SUB-CATEGORÍA DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS		ESCALA ESPACIAL		
				Predial	Regional	Global
Servicios de soporte o apoyo	ciclo de elementos	balance de nitrógeno (N) del suelo		X	X	X
		balance de fósforo (P) del suelo		X	X	
		balance de azufre (S) del suelo		X	X	
		balance de potasio (K) del suelo		X	X	
		balance de carbono (C) del suelo		X	X	X
	ciclo del agua	balance hídrico en el suelo		X	X	X
	conservación del suelo	mantenimiento de su fertilidad química		X		
		mantenimiento de su estructura		X		
		prevención de daño por erosión		X	X	
		producción y adición de residuos orgánicos		X		
		control de contaminación del suelo	control de contaminación por fertilizantes	X	X	
			control de contaminación por fitoterápicos	X	X	
			control de contaminación por enmiendas orgánicas	X	X	
Servicios de provisión	de alimentos y fibras	producción vegetal terrestre	control de los niveles potenciales de rendimiento cosechable del agroecosistema	X	X	X
	de agua para consumo			X	X	X
	de combustibles y energía	producción vegetal terrestre	control de los niveles potenciales de biomasa cosechable del agroecosistema	X	X	X
Servicios de regulación	atmosférica	regulación del clima	control de emisión de gases de efecto invernadero (e.g. CO ₂ , N ₂ O, CH ₄)			X
		mantenimiento de la calidad del aire	control de emisión de contaminantes del aire (e.g. NO _x , aerosoles, plaguicidas)		X	
	de adversidades bióticas	mitigación natural de pestes	control de ocurrencia de malezas/plagas/enfermedades	X	X	X
	de	balance hidrológico	mitigación de	X	X	X

	disturbios/anomalías		inundaciones/sequías/tormentas/erosiones			
		control de incendios		X	X	X
	de purificación del agua	control de contaminación del agua subterránea	control de contaminación por fertilizantes (e.g. NO ₃ , PO ₄)	X	X	X
			control de contaminación por fitoterápicos	X	X	X
			control de contaminación por enmiendas orgánicas	X	X	X
	Mantenimiento de la biodiversidad	mantenimiento del germoplasma		X	X	X
		mantenimiento de la riqueza de especies		X	X	X

2.3.2. Descripción de la red conceptual general

El proceso de revisión realizado durante la *Sección 2.2.3. Segunda revisión bibliográfica* con el fin de establecer los vínculos entre la provisión de servicios de los ecosistemas, el ambiente y las prácticas de manejo agrícola dio como resultado la información presente en la Tabla 2.4. En esta tabla, se presentan las publicaciones (tipo y cantidad) revisadas y, posteriormente, utilizadas para construir cada una de las redes conceptuales individuales. Se revisaron 86 artículos publicados en revistas de alcance internacional, 25 artículos publicados en revistas de alcance nacional, 8 publicaciones técnicas, 30 capítulos incluidos en libros de edición nacional, 1 capítulo incluido en un libro de edición internacional, y 2 trabajos completos publicados en actas de congreso. En resumen, se revisaron 152 publicaciones de las cuales se utilizaron 35 artículos publicados en revistas de alcance internacional, 18 artículos publicados en revistas de alcance nacional, 3 publicaciones técnicas, 19 capítulos incluidos en libros de edición nacional, 1 capítulo incluido en un libro de edición internacional, y 1 trabajo completo publicado en actas de congreso. El total de publicaciones utilizadas fue de 77.

Tabla 2.4: Cantidad de publicaciones revisadas durante el proceso de revisión bibliográfica y, posteriormente, utilizadas para el desarrollo de cada una de las redes conceptuales individuales donde se representaron los vínculos entre los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos, el ambiente y las prácticas de manejo agrícola. Aclaración: Las publicaciones “Revisadas” incluyen a aquellas “Utilizadas”.

Tipo de publicación	Revisadas	Utilizadas
Artículos en revistas internacionales	86	35
Artículos en revistas nacionales	25	18
Publicaciones técnicas	8	3
Capítulos en libros nacionales	30	19
Capítulos en libros internacionales	1	1
Trabajo completo en actas de congreso	2	1
Total de publicaciones	152	77

A partir del proceso de revisión bibliográfica, la red conceptual general obtenida estuvo conformada por 45 variables. Estas variables fueron las siguientes: 1) fertilización, 2) densidad de siembra óptima, 3) fecha de siembra óptima, 4) composición específica de la comunidad de malezas, 5) protección vegetal, 6) buen ambiente de cultivo, 7) siembra directa, 8) resistencia, 9) enmalezamiento del cultivo, 10) aparición de plagas y enfermedades, 11) rendimiento, 12) mitigación de pestes, 13) especie, 14) sistema de labranza, 15) temperatura del suelo, 16) residuo de cosecha, 17) evaporación, 18) escorrentía, 19) estructura del suelo, 20) precipitaciones, 21) provisión de agua para los cultivos, 22) profundidad del suelo, 23) textura del suelo, 24) lixiviación de nitrógeno, 25) eficiencia de absorción de nitrógeno, 26) concentración de nitratos, 27) contaminación de agua, 28) control de contaminación de agua, 29) temperatura, 30) mineralización, 31) balance de carbono, 32) biomasa microbiana, 33) presencia de bordes vegetados, 34) biodiversidad, 35) materia orgánica, 36) fósforo disponible, 37) nitrógeno disponible, 38) balance de nitrógeno, 39) desnitrificación, 40) riesgo de erosión, 41) elección de genotipo, 42) rendimiento potencial, 43) emisiones de N₂O, 44) emisiones de gases de efecto invernadero, y 45) mantenimiento de la calidad del aire. Estas variables se clasificaron, a su vez, en variables de decisión, variables de

entrada, variables de estado, procesos, e indicadores de la provisión del servicio del ecosistema (IPSE) seleccionado.

Luego de la primera ronda de entrevistas, la cantidad de variables presentes en la red conceptual general quedó reducida a 44. En esta oportunidad, los expertos entrevistados realizaron las siguientes actividades:

a) modificación de la terminología de variables: 1) densidad de siembra (reemplaza a densidad de siembra óptima), 2) fecha de siembra (reemplaza a fecha de siembra óptima), 3) ambiente de cultivo (reemplaza a buen ambiente de cultivo), 4) composición específica de la comunidad de malezas, enfermedades, plagas y benéficos (reemplaza a composición específica de la comunidad de malezas), 5) mitigación natural de pestes (reemplaza a mitigación de pestes), 6) riesgo de lixiviación de nitrógeno (reemplaza a lixiviación de nitrógeno), 7) concentración de nitratos en agua subterránea (reemplaza a concentración de nitratos), 8) erosión (reemplaza a riesgo de erosión), 9) presencia de bordes vegetados/vegetación permanente/refugios (reemplaza a presencia de bordes vegetados), 10) contenido de C en suelo (reemplaza a balance de carbono), 11) N disponible en suelo (reemplaza a balance de nitrógeno);

b) incorporación de nuevas variables: 1) elección de genotipo, 2) riego, 3) cambios en el cultivo, 4) abundancia/incidencia de plagas, enfermedades y malezas, 5) pérdidas de nitrógeno, 6) secuencias/rotaciones, 7) estructura del paisaje;

c) eliminación de variables: 1) resistencia, 2) fósforo disponible, 3) enmalezamiento del cultivo, 4) aparición de plagas y enfermedades, 5) rendimiento potencial; y

d) mantenimiento de las restantes variables que, originalmente, se habían incorporado en la red conceptual: 1) protección vegetal, 2) sistema de labranza, 3) fertilización, 4) rendimiento, 5) siembra directa, 6) temperatura, 7) precipitaciones, 8) mineralización, 9) residuo de cosecha, 10) especie, 11) biomasa microbiana, 12) estructura del suelo, 13) textura del suelo, 14) eficiencia de absorción de nitrógeno, 15) contaminación de agua, 16) control de contaminación de agua, 17) desnitrificación, 18) emisiones de N_2O , 19) emisiones de gases de efecto invernadero, 20) mantenimiento de la calidad del aire, 21) temperatura del suelo, 22) evaporación, 23) escorrentía, 24) provisión de agua para los cultivos, 25) materia orgánica, 26) profundidad del suelo.

Luego de la segunda ronda de entrevistas, se obtuvo la versión final de la red conceptual general conformada por un total de 43 variables. Así como sucedió en la ronda anterior, los expertos decidieron mantener la presencia de ciertas variables pero, en otros casos, hubo:

a) modificación de la terminología de variables: 1) fertilización nitrogenada (reemplaza a fertilización), 2) materia orgánica del suelo (reemplaza a materia orgánica), 3) composición específica y abundancia/incidencia de plagas, malezas y enfermedades (reemplaza a abundancia/incidencia de plagas, enfermedades y malezas), 4) erosión del suelo (reemplaza a erosión), 5) tasa de mineralización (reemplaza a mineralización), 6) especie de cultivo (reemplaza a especie);

b) incorporación de nuevas variables: 1) malezas/barbecho/cultivos de cobertura, 2) profundidad del acuífero, 3) especies benéficas; y

c) eliminación de variables: 1) eficiencia de absorción de nitrógeno, 2) control de contaminación de agua, 3) emisiones de gases de efecto invernadero, 4) mantenimiento de la calidad del aire, 5) siembra directa.

En la Tabla 2.5, se listan las variables finales que componen la red conceptual general, de las cuales 12 corresponden a variables de decisión, 7 a variables de entrada, 5 a variables de estado, 10 a procesos, y 9 a indicadores de la provisión del servicio del ecosistema (IPSE) seleccionado (Tabla 2.5). Cada una de estas 43 variables se describió

brevemente (ver Tabla 1 en el Anexo 3). Las relaciones causales entre las distintas variables y los enlaces presentes entre ellas se encuentran detalladas en el Anexo 3 para cada red conceptual individual.

A pesar de que no se desarrolló una red conceptual individual correspondiente al servicio de provisión de alimentos y fibras, los expertos entrevistados determinaron que la variable Rendimiento del cultivo debía ser incorporada a seis redes conceptuales individuales como indicador de la provisión de dicho servicio (Figura 2.4, ver Anexo 3 para más detalles).

Si bien la variable Ambiente de cultivo es el resultado de otras variables de decisión y su modificación depende directamente de un cambio en alguna de las variables con las cuales se relaciona (ver Figura 2.4 para más detalles), fue clasificada dentro del grupo denominado como variables de decisión (ver Tabla 2.5). Esta decisión se puso a consideración en la primera ronda de entrevistas, obteniéndose un consenso entre los expertos entrevistados.

Tabla 2.5: Clasificación de las variables presentes en la red conceptual general de acuerdo a la siguiente categorización: variable de decisión, variable de entrada, variable de estado, proceso, e indicador de la provisión del servicio del ecosistema (IPSE).

ID	Variable	Clasificación
1	Ambiente de cultivo	Variable de decisión
2	Densidad de siembra	Variable de decisión
3	Elección de genotipo	Variable de decisión
4	Especie de cultivo	Variable de decisión
5	Fecha de siembra	Variable de decisión
6	Fertilización nitrogenada	Variable de decisión
7	Malezas/barbecho/cultivos de cobertura	Variable de decisión
8	Presencia de bordes vegetados/vegetación permanente/refugios	Variable de decisión
9	Protección vegetal	Variable de decisión
10	Riego	Variable de decisión
11	Secuencias/rotaciones	Variable de decisión
12	Sistema de labranza	Variable de decisión
13	Biomasa microbiana	Variable de entrada
14	Estructura del paisaje	Variable de entrada
15	Precipitaciones	Variable de entrada
16	Profundidad del acuífero	Variable de entrada
17	Profundidad del suelo	Variable de entrada
18	Temperatura	Variable de entrada
19	Textura del suelo	Variable de entrada
20	Composición específica y abundancia de la comunidad de plantas y animales	Variable de estado
21	Especies benéficas	Variable de estado
22	Materia orgánica del suelo	Variable de estado
23	Residuo de cosecha	Variable de estado
24	Temperatura del suelo	Variable de estado
25	Cambios en el cultivo	Proceso
26	Composición específica y abundancia/incidencia de plagas, malezas y enfermedades	Proceso
27	Contaminación del agua subterránea	Proceso
28	Emisiones de N ₂ O	Proceso
29	Evaporación	Proceso
30	Erosión del suelo	Proceso

Tabla 2.5. Continuación		
31	Escorrentía	Proceso
32	Tasa de mineralización	Proceso
33	Pérdidas de N	Proceso
34	Riesgo de lixiviación de NO ₃	Proceso
35	Concentración de NO ₃ en agua subterránea	IPSE
36	Contenido de C en suelo	IPSE
37	Desnitrificación	IPSE
38	Estabilidad estructural del suelo	IPSE
39	Mitigación natural de pestes	IPSE
40	N disponible en suelo	IPSE
41	Provisión de agua para los cultivos	IPSE
42	Rendimiento del cultivo	IPSE
43	Riqueza de especies	IPSE

Las variables de entrada, las variables de decisión, las variables de estado, los procesos y los IPSE estuvieron relacionados entre sí en la red conceptual general (Figura 2.4). Seis de los nueve IPSE estuvieron presentes en más de una red conceptual individual y afectaron, asimismo, a otro IPSE (Figura 2.4). En este sentido, se encontraron las siguientes relaciones entre IPSE: 1) N disponible en suelo afectó a Rendimiento del cultivo; 2) Contenido de C en suelo afectó a N disponible en suelo; 3) N disponible en suelo afectó a Desnitrificación; 4) Contenido de C en suelo afectó a Estabilidad estructural del suelo; 5) Estabilidad estructural del suelo afectó a Rendimiento del cultivo; y, por último, 6) Estabilidad estructural del suelo afectó a Provisión de agua para los cultivos (Figura 2.4).

La totalidad de la red conceptual individual del servicio Balance de C del suelo se encontró presente en otras cuatro redes conceptuales individuales. Estas fueron: 1) Balance de N del suelo, 2) Mantenimiento de la estructura del suelo, 3) Control de emisión de N₂O, y 4) Balance hídrico en el suelo (ver Anexo 3 para más detalles). La red conceptual individual del servicio Balance de N del suelo estuvo presente, en su totalidad, en la red conceptual individual del servicio Control de emisión de N₂O (ver Anexo 3 para más detalles).

En la red conceptual general, se encontraron cinco interacciones entre diferentes IPSE (Figura 2.4). En estos cinco casos, las interacciones estuvieron mediadas por una variable motora (i.e. *driver*). Estas interacciones fueron las siguientes:

- 1) la variable Fertilización nitrogenada fue el *driver* de N disponible en suelo y de Concentración de NO₃ en agua subterránea, a través de la variable Riesgo de lixiviación de NO₃;
- 2) la variable Riego fue el *driver* de Provisión de agua para los cultivos y de Concentración de NO₃ en agua subterránea, a través de la variable Riesgo de lixiviación de NO₃;
- 3) la variable Precipitaciones fue el *driver* de Provisión de agua para los cultivos y de Desnitrificación;
- 4) la variable Residuo de cosecha fue el *driver* de Estabilidad estructural del suelo y de Contenido de C en suelo; y, finalmente,
- 5) la variable Residuo de cosecha fue el *driver* de Estabilidad estructural del suelo y de Provisión de agua para los cultivos, a través de las variables Escorrentía y/o Evaporación.

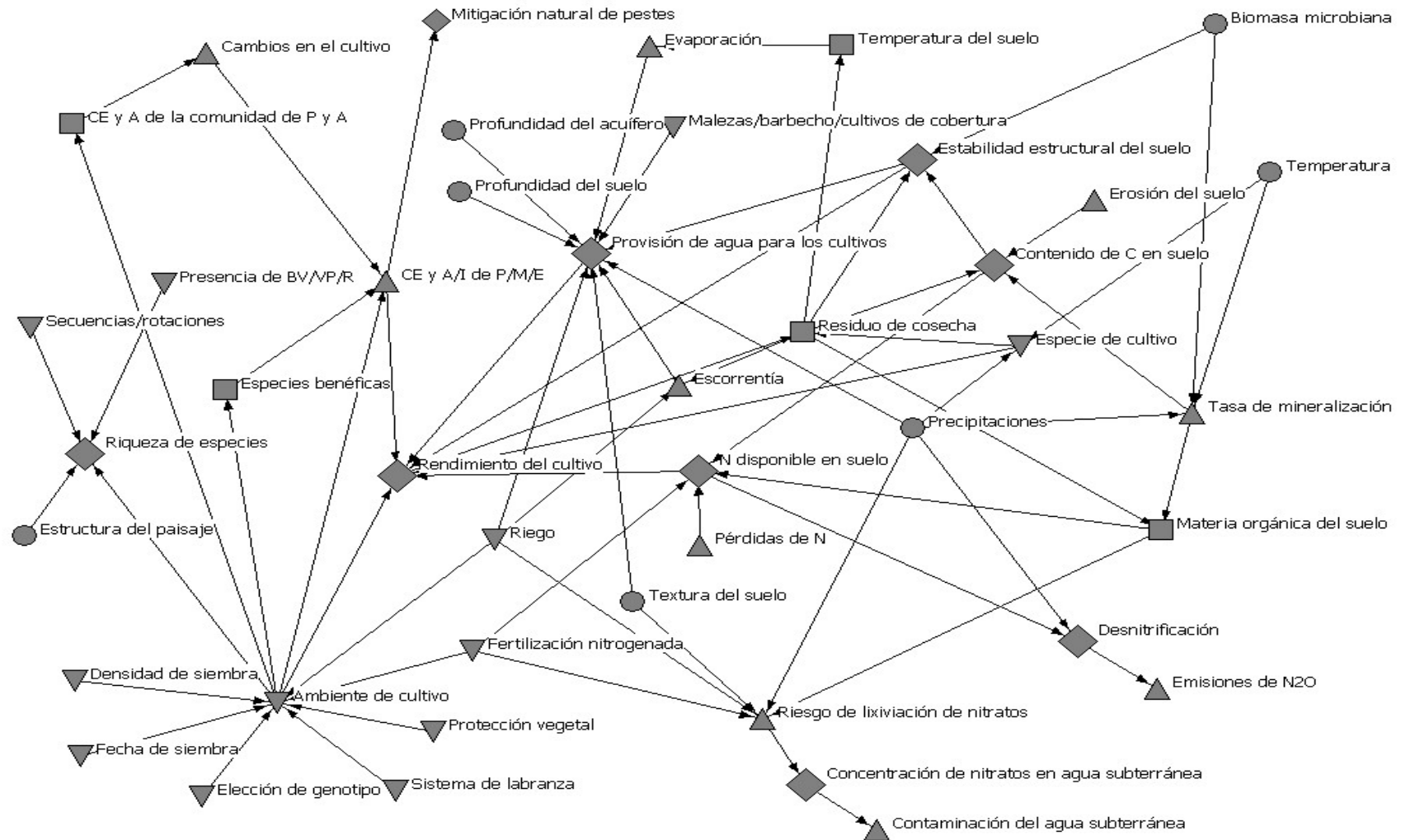


Figura 2.4: Red conceptual general en donde se representan los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos. Referencias: círculos representan variables de entrada, triángulos hacia abajo representan variables de decisión, cuadrados representan variables de estado, triángulos representan procesos, y diamantes

representan indicadores de provisión de servicios de los ecosistemas. Presencia de BV/VP/R: Presencia de bordes vegetados/vegetación permanente/refugios; CE y A de la comunidad de P y A: Composición específica y abundancia de la comunidad de plantas y animales; CE y A/I de P/M/E: Composición específica y abundancia/incidencia de plagas, malezas y enfermedades.

2.3.3. Análisis estructural de la red conceptual general

Los resultados de *OUT-Freeman degree* (OUT-FD) y del Poder de Bonacich (PB) fueron representados en un diagrama dividido en cuatro cuadrantes (Figura 2.5). En el primer y tercer cuadrante se representaron aquellas variables con pocas relaciones (< 3) y con bajos ($< 4,5$) o altos valores ($> 4,5$) de PB, respectivamente; mientras que en el segundo y cuarto cuadrante se representaron aquellas variables que presentaron más de tres relaciones con otras variables y con altos ($> 4,5$) o bajos ($< 4,5$) valores de PB, respectivamente (Figura 2.5).

La mayoría de las variables de entrada y de decisión se encontraron en el tercer cuadrante (Figuras 2.5 A y B, respectivamente). Las variables Temperatura, Biomasa microbiana, y Textura del suelo tuvieron $\text{OUT-FD} = 2$ pero mostraron diferentes valores de PB (Figura 2.5 A). Por ejemplo, la variable Temperatura tuvo un valor de $\text{PB} = 4,43$, mientras que la variable Textura del suelo tuvo un valor de $\text{PB} = 1,57$. Esta tendencia también se vio en aquellas variables con $\text{OUT-FD} = 1$ (Figuras 2.5 A y B). La variable Especie de cultivo tuvo valores $\text{OUT-FD} = 2$ y $\text{PB} = 8,14$, mientras que la variable Riego presentó valores de $\text{OUT-FD} = 4$ y $\text{PB} = 3,43$ (Figura 2.5 B). La variable de decisión Ambiente de cultivo no se consideró en este análisis ya que es el resultado de otras variables de decisión (ver Figura 2.4).

Las variables de estado se vieron representadas en el segundo y tercer cuadrante (Figura 2.5 C). La variable Residuo de cosecha presentó valores de $\text{OUT-FD} = 5$ y $\text{PB} = 5,57$; mientras que la variable Materia orgánica del suelo presentó valores de $\text{OUT-FD} = 1$ y $\text{PB} = 4,43$. Las restantes tres variables de estado (i.e. Temperatura del suelo, Especies benéficas, Composición específica y abundancia de la comunidad de plantas y animales) tuvieron valores de $\text{OUT-FD} = 1$, pero con distintos valores de PB. En el caso de los procesos, todos se encontraron en el tercer cuadrante (Figura 2.5 D).

La densidad de la red conceptual general fue de 0,034 con una desviación estándar de 0,18. Teniendo en cuenta que este indicador puede tomar valores entre 0 y 1, la red presenta una baja densidad global con una baja desigualdad en la distribución del desarrollo de las conexiones en los nodos. La cantidad total de relaciones presentes entre todas las variables fue de 68.

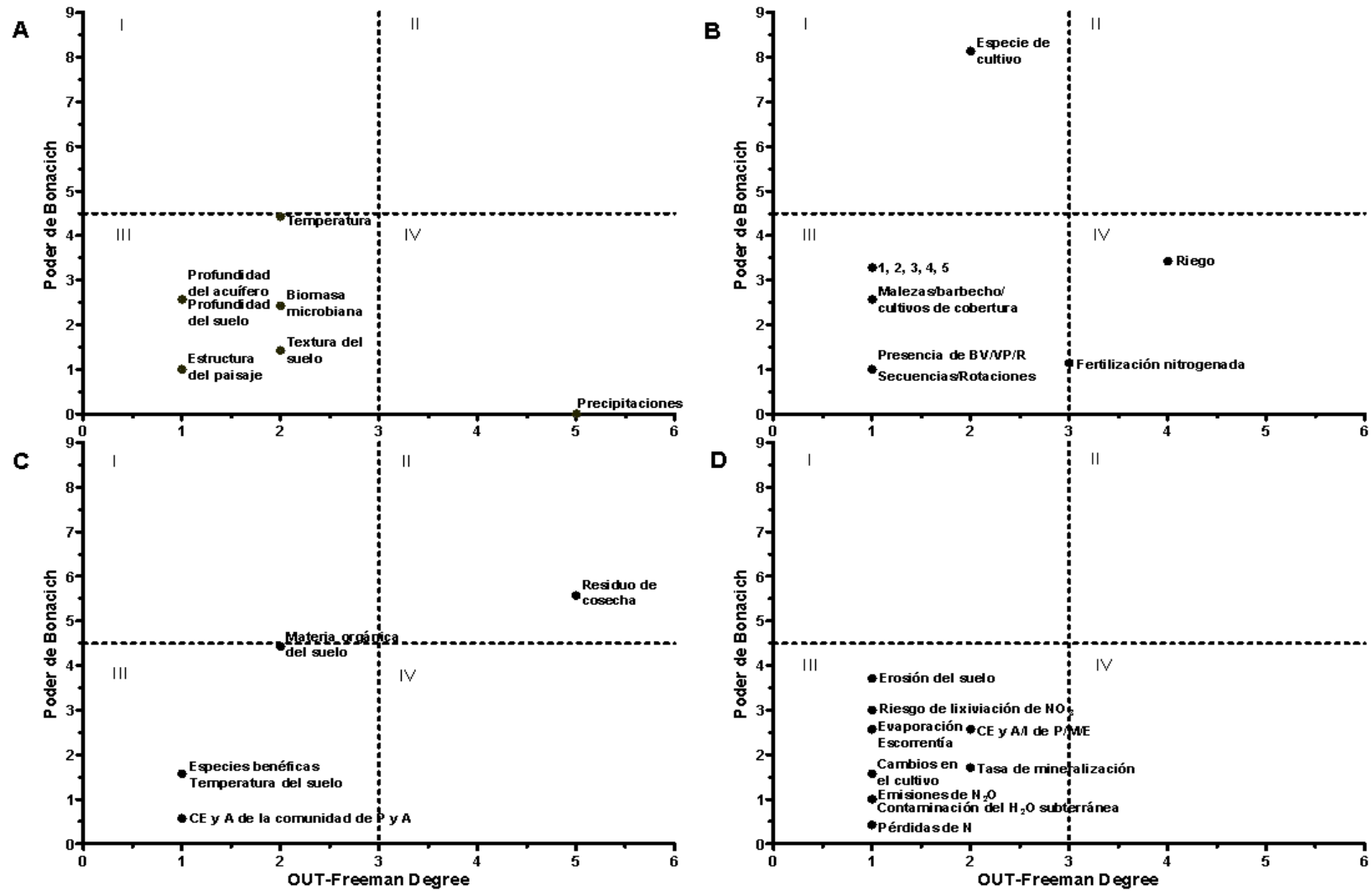


Figura 2.5: Relación entre *OUT-Freeman degree* y Poder de Bonachich (valores absolutos) para las variables de entrada (A), las variables de decisión (B), las variables de estado (C) y los procesos (D) que conforman la red conceptual general. Los cuatro gráficos están divididos en cuatro cuadrantes: I. Bajo *OUT-Freeman degree* y Alto Poder

de Bonacich; II. Alto OUT-Freeman degree y Alto Poder de Bonacich; III. Bajo OUT-Freeman degree y Bajo Poder de Bonacich; y IV. Alto OUT-Freeman degree y Bajo Poder de Bonacich. Referencias: 1. Protección vegetal, 2. Sistema de labranza, 3. Densidad de siembra, 4. Fecha de siembra, 5. Elección de genotipo. Presencia de BV/VP/R: Presencia de bordes vegetados/vegetación permanente/refugios; CE y A de la comunidad de P y A: Composición específica de la comunidad de plantas y animales; CE y A/I de P/M/E: Composición específica y abundancia/incidencia de plagas, malezas y enfermedades.

2.3.4. Análisis de la calidad de la información cualitativa provista por expertos

El conocimiento experto varió entre los ocho servicios de los ecosistemas seleccionados siendo, en todos los casos, mayor a un valor de 6,5 (Figura 2.6 A). El conocimiento promedio de los expertos que revisaron los servicios Balance de C del suelo, Balance de N del suelo, y Control de contaminación del agua subterránea fue mayor a 8 en los tres casos (8,6; 8,83 y 8,71 respectivamente). En el caso de los servicios Mantenimiento de la estructura del suelo y Balance hídrico en el suelo el conocimiento promedio de los expertos fue mayor a 7 (7,2 y 7,17 respectivamente). El valor promedio de experticia para el servicio Control de emisión de N₂O fue de 8, y para el servicio Mantenimiento de la riqueza de especies fue de 7; mientras que para el servicio Regulación de adversidades bióticas fue de 6,5 (Figura 2.6 A). En todos los casos, el nivel de conocimiento de los expertos seleccionados se ubicó dentro de la categoría “Conocimiento apropiado” (ver Figura 2.3).

El desacuerdo (o variabilidad) en el conocimiento entre los expertos que revisaron los ocho servicios de los ecosistemas no superó el 30% en ninguno de los casos analizados (Figura 2.6 B). El mayor desacuerdo se presentó en los servicios Regulación de adversidades bióticas y Mantenimiento de la riqueza de especies; en estos dos casos, el coeficiente de variación fue de 22,74% y 22,59%, respectivamente. El desacuerdo entre expertos mayor al 10% (pero menor al 20%) fue para los restantes servicios (Figura 2.6 B).

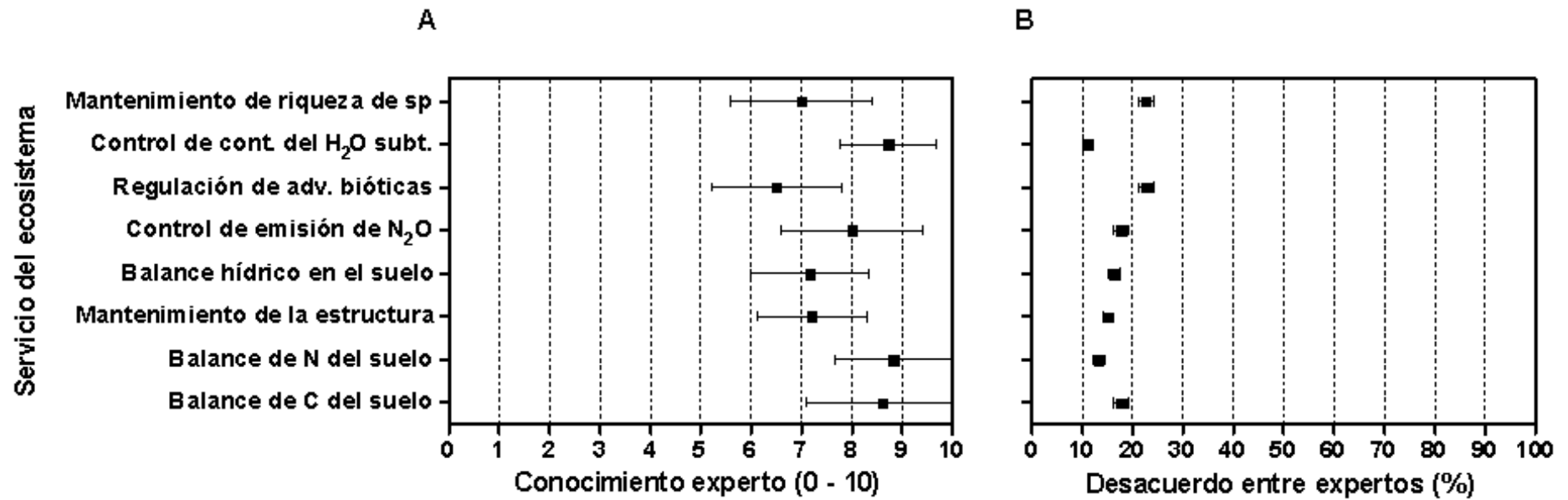


Figura 2.6: Conocimiento experto entre 0 y 10 (A) y desacuerdo en el conocimiento del panel de expertos (B) para cada uno de los ocho servicios de los ecosistemas seleccionados. El desacuerdo entre los expertos está representado por el coeficiente de variación (%) del conocimiento experto. Referencias: Mantenimiento de la estructura = Mantenimiento de la estructura del suelo; Regulación de adv. bióticas = Regulación de adversidades bióticas; Control de cont. del H₂O subt. = Control de contaminación del agua subterránea; Mantenimiento de riqueza de sp = Mantenimiento de la riqueza de especies.

2.4. DISCUSIÓN

En este capítulo, se profundizó en la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas y en cómo son afectados por la actividad humana así como en mejorar sus metodologías de evaluación, dos áreas de investigación que necesitan ser abordadas de forma prioritaria (Gómez-Sal et al. 2003). En este sentido, la modelización cualitativa (o conceptualización) es una metodología útil no sólo cuando existe una imperiosa necesidad de entender cómo opera un agroecosistema (Reiter et al. 2009), sino también cuando se requiere analizar cómo son afectados por las prácticas de manejo agrícola. Este es el primer abordaje en donde se presenta una red conceptual que representa los agroecosistemas pampeanos en términos de su provisión de servicios de los ecosistemas. El modelo conceptual aquí propuesto está caracterizado por la integración del conocimiento científico actual (i.e. obtenido a partir de dos revisiones bibliográficas y de dos rondas de entrevistas a expertos) sobre la provisión de un grupo de servicios de los ecosistemas presentes en los agroecosistemas pampeanos. Asimismo, esta estructura conceptual puede ser fácilmente parametrizada y cuantificada a través de nuevas metodologías cuantitativas utilizadas dentro del ámbito de la toma de decisiones de manejo, como son la lógica difusa o las Redes Bayesianas (ver Capítulos 3 y 4). Esta ventaja enfatiza la idea de que las metodologías cualitativas (e.g. revisiones bibliográficas, entrevistas o cuestionarios a un panel interdisciplinario de expertos, desarrollo de modelos conceptuales, entre otras) deben ser incorporadas como herramientas factibles de ser utilizadas para describir nuestro conocimiento sobre el funcionamiento de los sistemas socio-ecológicos (Gentile et al. 2001).

La clasificación de servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas no es una idea nueva que se presenta en esta tesis. En este sentido, varios autores han incursionado en este aspecto en sus respectivos trabajos (Sandhu et al. 2007; Dominati et al. 2010; Stallman 2011; Sandhu et al. 2012). La particularidad que se observa, al comparar estas clasificaciones, es la falta de consenso al momento de clasificar ciertos servicios en una de las categorías propuestas por MEA (2005). Por ejemplo, el servicio Polinización puede ser clasificado como un servicio de soporte o apoyo (Sandhu et al. 2012) o como un servicio de regulación (Stallman 2011). Este tipo de cuestiones parecieran surgir por el simple hecho de ser el tema servicios de los ecosistemas relativamente nuevo y con constante incorporación de nuevo conocimiento; es decir, es un tópico dinámico. Por esta razón, los expertos relacionados con este tema no alcanzaron un consenso sobre, por ejemplo, dónde incorporar en la categorización del MEA (2005) ciertos procesos presentes en los ecosistemas. En este sentido, la clasificación presentada en esta tesis es una propuesta (Tabla 2.3) y, por ende, no es estática; es decir, es totalmente factible incorporar o eliminar servicios a medida que se profundice en el tema de servicios provistos por los agroecosistemas pampeanos. Asimismo, esta clasificación puede ser tomada como base para otros agroecosistemas en el mundo incorporando o eliminando servicios de acuerdo con la zona de estudio.

Además de presentarse los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos, éstos fueron asociados a tres escalas espaciales (Tabla 2.3); un aspecto no considerado en otros trabajos. Así como Busch et al. (2012) establecen, los servicios de los ecosistemas están estrictamente relacionados a una dimensión espacial. Esta directa incorporación al estudio de servicios de los ecosistemas puede ser de ayuda para los *stakeholders* al momento de la toma de decisiones, ya que conocerán la escala espacial en la cual podrían impactar las prácticas de manejo agrícola que implementen en su sistema. Por último, es interesante destacar que, en algunos casos, existen superposiciones entre los servicios de soporte o ayuda y los servicios de

provisión y regulación generando un doble conteo de servicios (Chee 2004; Raudsepp-Hearne et al. 2010). En este sentido, en la clasificación aquí propuesta puede verse un doble conteo entre los servicios de Balance de C del suelo y Balance de N del suelo con el servicio Control de emisión de gases de efecto invernadero, ya que los dos primeros servicios se asociaron a la escala espacial global por su participación en el servicio de regulación antes mencionado. Esto mismo ocurrió con el servicio Balance hídrico en el suelo y los servicios Provisión de agua para consumo y Purificación del agua. Esta información se consideró al momento de construir las redes conceptuales individuales de cada uno de estos servicios, siendo que los servicios de soporte se encontraron presentes en los servicios de regulación antes mencionados.

Las interacciones directas e indirectas entre servicios de los ecosistemas fueron claramente identificadas a partir de las redes conceptuales desarrolladas. En la red conceptual general, se evidenciaron interacciones directas entre seis indicadores de provisión de servicios de los ecosistemas (i.e. Contenido de C en suelo, N disponible en suelo, Estabilidad estructural del suelo, Rendimiento del cultivo, Desnitrificación, y Provisión de agua para los cultivos) (Figura 2.4). También se encontraron interacciones indirectas mediadas por un *driver*, específicamente *inputs* externos (i.e. aplicación de fertilizantes, control de plagas, riego) e internos al sistema (i.e. ambiente) (MEA 2005; Bennett et al. 2009) (Figura 2.4). Un aspecto relevante a considerar es que estas interacciones indirectas destacaron tres *trade-offs* y dos sinergias. Por un lado, los *trade-offs* fueron determinados por variables de decisión, como Fertilización nitrogenada y Riego, y variables ambientales, como Precipitaciones. Si los tomadores de decisión aplican fertilizantes nitrogenados, el agroecosistema parece responder de dos maneras. Si el N disponible aumenta (y asumiendo que las pérdidas de N son mínimas), el balance de N es positivo o, al menos, equilibrado; pero, al mismo tiempo, es posible que la concentración de NO_3 en agua subterránea se incremente y, como consecuencia, disminuya el servicio de Control de contaminación del agua subterránea (o viceversa). El *trade-off* dirigido por la variable Riego puede ser pensado de la misma manera. Si el riego favorece el servicio Balance hídrico en el suelo, puede luego afectar negativamente el servicio Control de contaminación del agua subterránea al incrementarse el Riesgo de lixiviación de NO_3 . De la misma manera, el *trade-off* establecido por la variable Precipitaciones favorece a la Provisión de agua para los cultivos pero, al mismo tiempo, afecta negativamente al proceso de Desnitrificación y, por ende, al servicio de Control de emisión de N_2O . Por otro lado, las dos sinergias fueron conducidas por la variable Residuo de cosecha. Los servicios de Mantenimiento de la estructura del suelo y Balance de C del suelo incrementaron su provisión por la acción de conservar Residuo de cosecha en superficie, determinando no sólo una adecuada Estabilidad estructural del suelo sino también una fuente de material para ser mineralizado e incorporado a la Materia orgánica del suelo. La segunda sinergia fue hallada entre los servicios de Balance hídrico en el suelo y, nuevamente, Mantenimiento de la estructura del suelo. En este caso, el Residuo de cosecha contribuyó a proteger el suelo frente a la pérdida de humedad y a disturbios como la erosión eólica y/o hídrica, respectivamente.

Estas cinco interacciones indirectas estuvieron mediadas por sus variables motoras o *drivers* con el objetivo de esclarecer las relaciones entre servicios de los ecosistemas. Es decir, se buscó explícitamente cuáles eran los *drivers* de estas interacciones. En la mayoría de las publicaciones, la búsqueda de los *drivers* determinantes de los *trade-offs* y de las sinergias ha sido considerada como un trabajo no sólo dificultoso (Viglizzo et al. 2012), sino que se lo establece explícitamente como una actividad a futuro (Raudsepp-Hearne et al. 2010). Una posible causa de la

incapacidad de hallar fácilmente los *drivers* de las interacciones indirectas es la falta de una estructura cualitativa que las haga fácilmente visibles. Las redes conceptuales aquí desarrolladas permitieron determinar cualitativamente no sólo las interacciones entre los servicios provistos por los agroecosistemas pampeanos sino también los *drivers* de estas interacciones.

La identificación de los *drivers* puede ser útil para el futuro modelado cuantitativo de la provisión de servicios de los ecosistemas. En los agroecosistemas, las interacciones entre los diferentes servicios suelen surgir de las decisiones de manejo tomadas por los *stakeholders*, que pueden influir fuertemente en el tipo, la mezcla relativa y el grado de provisión de servicios en estos sistemas (Chapin et al. 2002; Rodríguez et al. 2006). Este hecho es evidente en la red conceptual general donde las variables motoras fueron dos variables de decisión (i.e. Fertilización nitrogenada y Riego), una variable ambiental (i.e. Precipitaciones) y una variable de estado (i.e. Residuo de cosecha) directamente relacionada con las decisiones tomadas durante la producción agrícola (i.e. adopción de la siembra directa como sistema de labranza).

Teniendo en cuenta el análisis estructural de la red conceptual general, las variables Temperatura, Especie de cultivo y Riego influenciaron directa o indirectamente a las restantes variables, debido a que presentaron altos valores de PB (Figura 2.5) (Hanneman y Riddle 2005). Si bien las prácticas agrícolas son consideradas como las principales moduladoras de los cambios ambientales (Dale y Polasky 2007; Swinton et al. 2007; Zhang et al. 2007; Power 2010), los resultados evidenciaron que tanto las variables ambientales (variables de entrada) como las variables de manejo (variables de decisión) no mostraron un patrón diferencial sobre su influencia en la provisión de servicios de los ecosistemas. Es decir, la provisión de servicios de los ecosistemas por los agroecosistemas pampeanos es dependiente no sólo de aspectos controlables (variables de manejo) sino también de aspectos no controlables (variables ambientales) del ecosistema. El análisis detallado de los valores obtenidos por estos dos indicadores demostró que las variables Residuo de cosecha y Especie de cultivo fueron las que obtuvieron los valores más altos de influencia en la red (PB = 5,57 y PB = 8,14, respectivamente) (Figura 2.5), sugiriendo una asociación entre uso/cobertura del suelo y la provisión de servicios (Metzger et al. 2006). En los agroecosistemas pampeanos, así como en otras regiones agrícolas, el principal objetivo del cambio de uso de la tierra es la maximización de los servicios de provisión (i.e. alimentos, fibra, madera, entre otros) y los beneficios económicos (Barral y Maceira 2012).

En cuanto a la densidad de la red conceptual general, el valor fue relativamente bajo debido a la cantidad de variables involucradas en la misma (43 en total) (Tabla 2.3) y las relaciones presentes entre las mismas (68 relaciones) (Figura 2.4). Considerando la cantidad de variables involucradas, el número potencial de relaciones es de 1806 (surge de multiplicar el número total de nodos por el número total de nodos menos 1), diferenciándose marcadamente de las relaciones existentes. Por esta razón, si se compara el número real con el número potencial de relaciones entre variables se obtiene un bajo valor de densidad. Esto no significa que el agroecosistema pampeano no esté altamente interrelacionado sino que los servicios de los ecosistemas seleccionados y las variables seleccionadas para explicarlos no fueron completamente suficientes para demostrar la alta complejidad de este ecosistema. Si se incorporara un número mayor de servicios a la red conceptual general, seguramente nuevos nodos y relaciones entre ellos formarían parte de la misma relacionándose, a su vez, con los nodos ya existentes en la red conceptual general de la Figura 2.4. La inclusión de nuevos servicios de los ecosistemas, obviamente, modificará el valor de densidad actualmente obtenido así

como también los valores de los dos indicadores posicionales utilizados en esta tesis (i.e. *Freeman degree* y Poder de Bonacich).

El conocimiento experto está directamente influenciado por la experiencia personal, la intuición, la heurística y la parcialidad (Kampichler et al. 2009). Así, expertos provenientes de un mismo campo de experticia disenterán, por ejemplo, sobre la relativa importancia de las variables presentes en una red conceptual y las relaciones entre ellas. Por esta razón, la red conceptual general se conformó luego de dos rondas de entrevistas en donde se eliminaron, incorporaron o mantuvieron variables. En este sentido, las dos rondas de entrevistas permitieron afianzar el conocimiento sintetizado y representado en cada una de las redes conceptuales. Los expertos involucrados se caracterizaron por tener un elevado conocimiento de los temas elicitados. Así, la auto-evaluación del conocimiento experto estuvo, en todos los casos, por encima de un valor de 6,5 (con una variabilidad en el conocimiento menor al 30%). Estos valores permiten arribar a dos conclusiones. Por un lado, la representación cualitativa de la provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos es confiable. Por otro lado, esta confiabilidad permitiría la incorporación de información cuantitativa con el objetivo de estimar dicha provisión en distintos sistemas de Región Pampeana.

2.5. CONCLUSIONES

El análisis de la provisión de servicios de los ecosistemas debiera estar basado en el entendimiento de la naturaleza de las relaciones entre los diferentes elementos que componen un agroecosistema a partir de un análisis cualitativo de las mismas. De Groot et al. (2002) y Carpenter et al. (2009) establecieron que aún hoy existe un conocimiento incipiente sobre estas relaciones funcionales. En este capítulo, se desarrolló una red conceptual general, basada en una revisión bibliográfica y en el conocimiento experto, compuesta por un conjunto de variables con el objetivo de evaluar la provisión de servicios en los agroecosistemas pampeanos. Asimismo, se afianzó la idea propuesta por Cork et al. (2001) y Bennett et al. (2009), que establece que existe una creciente necesidad de generar conocimiento sobre la presencia de interdependencia entre los servicios de los ecosistemas. Esta estructura conceptual permitió diferenciar interacciones directas e indirectas, destacándose tres *trade-offs* y dos sinergias. Los *drivers* de las interacciones indirectas fueron variables de manejo agrícola (i.e. fertilización nitrogenada, riego), variables ambientales (i.e. precipitaciones), y variables de estado (i.e. residuo de cosecha). Estas interacciones podrían ser analizadas cuantitativamente para demostrar fehacientemente qué es lo que realmente está sucediendo en el sistema bajo estudio. El análisis de la estructura de la red conceptual general estableció que tanto las variables ambientales (variables de entrada) como las variables de manejo (variables de decisión) fueron las moduladoras de la provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos. Finalmente, la calidad del conocimiento experto reveló que existe un elevado conocimiento (i.e. mayor a 6,5 en todos los casos) sobre los temas tratados en cada red conceptual individual, con una variabilidad en dicho conocimiento menor al 30%.

Este tipo de conceptualizaciones no es común en la literatura científica sobre servicios de los ecosistemas, pero es una buena forma de ilustrar la complejidad de los ecosistemas. La red conceptual general aquí desarrollada provee:

- 1) una demostración gráfica de la interdependencia entre servicios; a pesar de que diversos autores han constatado esta idea, han fallado en la manera de mostrar sus resultados;

2) una estructura que puede ser fácilmente parametrizada y cuantificada, enfatizando la idea de que las metodologías cualitativas y cuantitativas debieran estar complementadas; y

3) una estructura que permite que las decisiones de manejo sean tomadas con mayor facilidad ya que es posible modificar la percepción de los *stakeholders* no sólo sobre la presencia sino también sobre la importancia de las cuestiones ambientales de sus sistemas productivos y, como consecuencia, obtener un mayor nivel de adopción de prácticas de manejo agrícola que respeten el ambiente (y los servicios de los ecosistemas) (Vignola et al. 2010).

Por último, la estructura conceptual aquí desarrollada puede ser aplicada en cualquier agroecosistema bajo estudio, considerando las adaptaciones que deberán realizarse con respecto a las diferencias en la dinámica del ecosistema, las variables involucradas y las relaciones funcionales entre ellas.

CAPÍTULO 3

PARAMETRIZACIÓN DE MODELOS CONCEPTUALES MEDIANTE LA METODOLOGÍA DE REDES BAYESIANAS*

*Parte del contenido de este capítulo se encuentra en un manuscrito en preparación para ser enviado a *Environmental Modelling & Software*: Rositano, F.; Piñeiro, G.; Bert, F.E. and Ferraro, D.O. Sensitivity analyses in Bayesian Networks: What are they saying us?

3.1. INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente, la evaluación de los servicios de los ecosistemas ha estado basada en tres metodologías: 1) valuaciones económicas, 2) mapeo de su oferta y demanda ambiental, y 3) utilización de variables *proxy* con el fin de representar los procesos de los ecosistemas (Seppelt et al. 2011). Por un lado, las valuaciones económicas sólo capturan parte del valor real del servicio bajo estudio ya que no incluyen sus aspectos ecológicos ni socio-culturales (de Groot et al. 2010) (ver Capítulo 1). Los servicios de los ecosistemas no sólo poseen un valor económico de reposición sino que también están asociados a efectos positivos sobre el ecosistema que los provee. Por ejemplo, el mantenimiento del servicio control biológico de adversidades bióticas equivale, en términos económicos, a dos aplicaciones exitosas de agroquímicos por año en los agroecosistemas daneses (Porter et al. 2009) al mismo tiempo que reduce la contaminación ambiental. Por otro lado, el mapeo de servicios implica estimar la función ecológica que determina su provisión en el espacio a escala regional (e.g. utilización del índice verde para estimar el servicio secuestro de carbono) (Troy y Wilson 2006; Naidoo et al. 2008; Eigenbrod et al. 2010). Estas estimaciones implican la consideración de una serie de supuestos que, finalmente, determinarán la calidad y cantidad de un servicio provisto por una zona en particular (ver Capítulo 1). Por último, la principal desventaja de la utilización de variables *proxy* (e.g. cobertura y uso de la tierra) radica en que son mediciones puntuales (Carpenter y Folke 2006) que, muchas veces, no pueden extrapolarse a otros ecosistemas debido a que simplifican la influencia de la actividad humana; por lo tanto, no son capaces de predecir los posibles cambios en la provisión de servicios de los ecosistemas (Bennett et al. 2009). Este último enfoque, además, ha presentado ciertas restricciones con respecto a la escasez de variables utilizadas. Las tres aproximaciones metodológicas, en conjunto, presentan una pobre cuantificación de la incertidumbre intrínseca de los ecosistemas, junto con una reducida capacidad de adaptarse a enfoques de manejo iterativos y adaptativos (Pollino et al. 2007).

En los agroecosistemas, particularmente, la complejidad derivada de los aspectos ecológico, económico y social pueden ocultar el entendimiento y modelado de las relaciones de estas interacciones (Nicholson et al. 2009). Una nueva estructura analítica debiera ser considerada con el fin de incrementar el entendimiento de la ecología detrás de la provisión de servicios de los ecosistemas y, de esta manera, la presencia de incertidumbre en la dinámica de los ecosistemas (Carpenter y Folke 2006; Thompson et al. 2007). Asimismo, este enfoque debiera ser útil para identificar aquellas condiciones ambientales y de manejo que pueden comprometer la provisión de servicios de los ecosistemas presentes en los agroecosistemas.

Una herramienta estadística que puede cumplir con las necesidades de modelización antes descriptas son las Redes Bayesianas. En términos generales, las Redes Bayesianas tienen la habilidad de capturar los aspectos estructurales de un problema de decisión así como servir de estructura para su eficiente análisis cuantitativo (Dorner et al. 2007). Son una representación gráfica de un conjunto de variables con una distribución probabilística (van der Gaag y Helsen 2002), y su resultado evalúa cuán probables son los eventos y cómo estas probabilidades cambian con las intervenciones externas (Pollino et al. 2007). Esta metodología tiene varias ventajas con respecto a los sistemas expertos clásicos basados en reglas (e.g. lógica difusa) generalmente utilizados para la toma de decisiones (Kristensen y Rasmussen 2002). Estas ventajas fueron descriptas en el Capítulo 1, junto con sus posibles desventajas. A pesar de ello, puede mencionarse que la principal ventaja de esta metodología, así como la de las

metodologías basadas en reglas, es la obtención de modelos explícitos, consistentes y reproducibles al mismo tiempo que su lógica interna puede ser modificada basada en información disponible en cualquier momento (López Puga et al. 2007; Low Choy et al. 2009). Por estas razones, las Redes Bayesianas son utilizadas en ecología y en manejo de fauna silvestre para determinar la influencia ambiental y de manejo sobre las variables ecológicas de respuesta (Marcot et al. 2006; Uusitalo 2007).

Al igual que en otras metodologías de modelización, las Redes Bayesianas requieren de la validación de su información cuantitativa. La validación de modelos cuantitativos es considerada esencial aunque se reconoce que, en algunos casos, es imposible de realizar (Rykiel 1996). La validación es “una demostración de que un modelo, dentro de su dominio de aplicabilidad, posee un rango satisfactorio de exactitud consistente con la aplicación prevista del modelo” (Rykiel 1996). Entre los procedimientos para llevar a cabo la validación de un modelo cuantitativo, se hallan los análisis de sensibilidad (Rykiel 1996). En el caso particular de las Redes Bayesianas, cuya función principal ha sido determinar el riesgo ambiental de llevar a cabo determinadas actividades humanas (i.e. análisis de riesgo ambiental), el análisis de sensibilidad es crucial (Cariboni et al. 2007). Estos análisis indican dónde debe estar enfocado el desarrollo del modelo y la recopilación de datos (Newham et al. 2003). Es decir, es el procedimiento a través del cual se identifica el impacto que genera un cambio en los valores de entrada del modelo sobre el valor de salida del mismo (Newham et al. 2003; Thogmartin 2010). Una reciente revisión sobre la aplicación de la metodología de Redes Bayesianas en el ámbito de la modelización ambiental destaca que, aproximadamente, el 40% de los trabajos revisados no presentaron ningún tipo de método de validación de sus modelos; mientras que del conjunto de autores que sí validaron sus modelos, el 13% lo hizo mediante un análisis de sensibilidad (Aguilera et al. 2011).

La parametrización de los modelos conceptuales representando servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos mediante la metodología probabilística de Redes Bayesianas es la base de este capítulo, junto con la validación de los modelos obtenidos. Esta última evaluación se hizo a través de la aplicación de dos análisis de sensibilidad a los modelos cuantitativos. Por último, de manera análoga a la efectuada en el capítulo anterior con la información cualitativa, se evaluó la calidad en el conocimiento de los investigadores entrevistados a partir de la información cuantitativa obtenida. En base a ello, los objetivos específicos de este capítulo fueron:

- (1) parametrizar cuatro modelos conceptuales individuales desarrollados durante el capítulo anterior mediante la metodología probabilística de Redes Bayesianas;
- (2) identificar las variables de entrada (i.e. variables ambientales y productivas) presentes en los modelos cuantitativos que contribuyen en mayor medida a la variación en la variable respuesta (i.e. IPSE) a través de dos tipos de análisis de sensibilidad; y
- (3) evaluar la calidad de la información cuantitativa provista por el sistema de expertos entrevistados.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1. Selección de los servicios de los ecosistemas a parametrizar

La parametrización, y posterior cuantificación, de las relaciones entre el ambiente, el manejo agrícola y la provisión de servicios de los ecosistemas no se realizó para todas las redes conceptuales individuales desarrolladas (ver Capítulo 2 y Anexo 3).

Del total de ocho redes conceptuales, se seleccionaron solamente cuatro: 1) Balance de carbono (C) del suelo, 2) Balance de nitrógeno (N) del suelo, 3) Control de emisión de N_2O , y 4) Control de contaminación del agua subterránea. Esta selección estuvo basada en los siguientes aspectos:

- 1) la importancia de los servicios de los ecosistemas representados a escala predial y regional que, en conjunto, aseguran funciones ecosistémicas vitales en los agroecosistemas pampeanos;
- 2) la simplicidad de las redes conceptuales; es decir, la cantidad de variables y de relaciones presentes en cada una de ellas;
- 3) la repetición de algunas variables y relaciones entre ellas en dos o más de las redes conceptuales seleccionadas; y
- 4) la disponibilidad de información cuantitativa presente en la comunidad científica para parametrizar las relaciones presentes entre las variables que componen cada una de estas redes conceptuales.

3.2.2. Descripción de la metodología probabilística de Redes Bayesianas

Las Redes Bayesianas (RBs) están basadas en el Teorema de Bayes que, dentro de la teoría probabilística, proporciona la distribución de probabilidad condicional de un evento A dado otro evento B (i.e. probabilidad posterior o *a posteriori*), en función de la distribución de probabilidad condicional del evento B dado A y de la distribución de probabilidad marginal del evento A (i.e. probabilidad previa o *a priori*) (Jensen y Nielsen 2007). A continuación, se presenta la fórmula del Teorema de Bayes:

$$P(A/B) = [P(B/A)P(A)] / P(B) \quad (3.1)$$

donde P (A) y P (B) son las probabilidades previas o *a priori*; P (A/B) es la probabilidad posterior o *a posteriori*, y P (B/A) es la probabilidad condicional o *likelihood*.

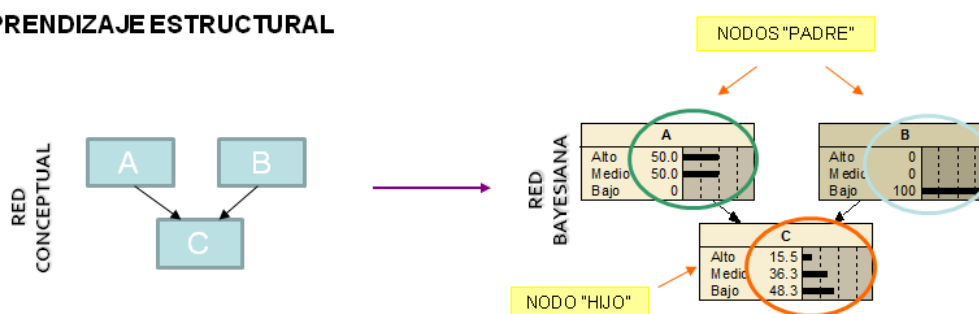
La obtención de una RB es un proceso de aprendizaje que se divide en dos etapas: un aprendizaje estructural y luego, un aprendizaje paramétrico (Fernández 2004; Bressan et al. 2009; Malekmohammadi et al. 2009). El aprendizaje estructural consiste en obtener la estructura de la RB (i.e. redes conceptuales desarrolladas durante el Capítulo 2, y que se explican detalladamente en el Anexo 3). De manera general, una RB puede ser representada visualmente como un conjunto de nodos (i.e. punto de unión de varios elementos que confluyen en el mismo lugar) conectados por flechas unidireccionadas. Los nodos representan las variables y sus posibles estados, mientras que las flechas representan las relaciones causales entre los nodos (Kristensen y Rasmussen 2002; Dorner et al. 2007; García et al. 2007; Martín de Santa Olalla et al. 2007; Ticehurst et al. 2007; Bashari et al. 2009). Aquellos nodos que no presentan relaciones entrantes son considerados nodos padre, mientras que aquellos que sí presentan este tipo de relaciones son nodos hijo (McCann et al. 2006). Al mismo tiempo, cada nodo hijo puede ser un nodo padre de otro o varios nodos dependiendo de la configuración estructural de la RB. Cada nodo puede tomar diferentes estados (i.e. alto/medio/bajo) con el fin de mejorar la precisión total del modelo. Los estados son *clusters* o grupos delimitados por intervalos o rangos de las variables bajo estudio. El número de estados de cada variable es dependiente de la información que se desee transmitir y de los posibles valores que pueda llegar a tomar esa variable (Dlamini 2010).

El aprendizaje paramétrico tiene como finalidad obtener las probabilidades condicionales requeridas a partir de una estructura conceptual previamente determinada (Fernández 2004; Bressan et al. 2009; Malekmohammadi et al. 2009). Cada nodo hijo

está caracterizado por una Tabla de Probabilidad Condicional (TPC) que representa las combinaciones de todos los estados de sus nodos padre junto con sus valores probabilísticos; mientras que los nodos padre tienen distribuciones probabilísticas marginales (DPMs) que representan la frecuencia de cada estado de la variable (Marcot et al. 2006; López Puga et al. 2007; Chen y Pollino 2012). La suma total de las probabilidades de cada fila de cada TPC o DPM debe ser 100%. La representación esquemática de esta metodología probabilística se encuentra en la Figura 3.1.

¿CÓMO SE OBTIENE UNA RED BAYESIANA?

1) APRENDIZAJE ESTRUCTURAL



2) APRENDIZAJE PARAMÉTRICO

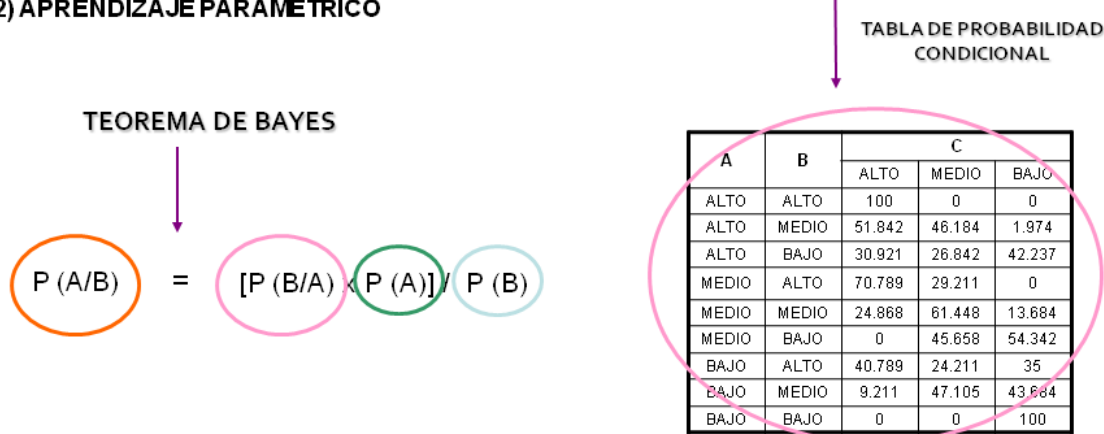


Figura 3.1: Esquematización de la metodología probabilística de Redes Bayesianas a partir de sus dos etapas principales: 1) aprendizaje estructural, y 2) aprendizaje paramétrico. Los colores de los círculos que encierran cada uno de los elementos constitutivos de la formulación del Teorema de Bayes se corresponden con aquellos que encierran cada uno de los nodos presentes en la representación gráfica de una Red Bayesiana y en la Tabla de Probabilidad Condicional.

3.2.3. Construcción de las Redes Bayesianas

En este capítulo, la estructura analítica para la evaluación de la provisión de los servicios de los ecosistemas tuvo cuatro pasos principales: 1) la identificación de las variables ambientales y productivas que afectan la provisión de servicios de los ecosistemas en la Región Pampeana; 2) la identificación de las relaciones presentes entre estas variables; 3) la discretización de los estados de cada variable; y 4) la

“población”¹ de la TPC que determina a cada variable (i.e. nodo hijo) (Martín de Santa Olalla et al. 2007). Los primeros dos pasos corresponden al aprendizaje estructural, mientras que los dos últimos corresponden al aprendizaje paramétrico. La generación de los modelos cuantitativos y su manipulación se realizaron con Netica Bayesian Network Software (Norsys Software Corp. 2009).

3.2.3.1. Aprendizaje estructural de la metodología de Redes Bayesianas

Los dos primeros pasos que componen el aprendizaje estructural fueron resueltos durante el Capítulo 2. En ese capítulo, se obtuvieron las redes conceptuales para los cuatro servicios de los ecosistemas que van a ser parametrizados en este capítulo y, posteriormente, cuantificados con información proveniente de tres agroecosistemas pampeanos durante el Capítulo 4.

3.2.3.2. Aprendizaje paramétrico de la metodología de Redes Bayesianas

La parametrización de un modelo se basa en la discretización de las variables de entrada (nodos padre) que lo componen y en la “población” de la TPC de cada nodo hijo. En este caso, la discretización de los nodos padre se realizó a partir de una revisión bibliográfica en la cual se volvieron a tomar en consideración aquellas publicaciones que fueron utilizadas para construir cada una de las redes conceptuales individuales (ver Tabla 2.3. en Capítulo 2). A partir de esta información, se determinaron no sólo los estados para cada variable sino también los intervalos o rangos para cada uno de esos estados. La “población” de los nodos padre se llevará a cabo durante el Capítulo 4.

Las TPCs de los nodos hijo se “poblaron” a partir de la información cuantitativa provista por los expertos durante la segunda ronda de entrevistas (ver Capítulo 2 y Anexo 2). En la Tabla 3.1, se presentan los expertos que fueron considerados para la parametrización de estas TPCs. Si bien doce expertos fueron convocados para la segunda ronda de entrevistas (ver Tabla 2.1 en Capítulo 2), sólo diez de ellos fueron seleccionados para completar las TPCs ya que los dos expertos restantes sólo habían sido convocados para revisar la estructura de aquellas redes conceptuales que no fueron incluidas en esta etapa de parametrización. Cada uno de los expertos “pobló” entre tres y cuatro TPCs. La elicitación de las distribuciones de probabilidad se basó en preguntas del siguiente tipo: “¿Cuál es la probabilidad del estado A de la variable X teniendo en cuenta el primer escenario?”, considerando a cada escenario como el resultado de la combinación de los estados de los nodos padre del nodo a parametrizar (ver Anexo 2).

Tabla 3.1: Expertos considerados en el proceso de elicitación del conocimiento cuantitativo, junto con su correspondiente afiliación académica y campo de experticia. El nombre de los expertos no se menciona con el objetivo de mantener el anonimato de los mismos. Referencias: ¹FAUBA = Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires; ²IFEVA = Instituto de Fisiología y Ecología Vinculadas a la Agricultura; ³UM = Universidad de Morón; ⁴INTA = Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria;

¹Población implica completar de manera probabilística los escenarios determinados por el arreglo factorial de los estados de aquellas variables que determinan la variable objetivo (i.e. variable a parametrizar) para cada uno de los estados de esta última.

⁵UNSL = Universidad Nacional de San Luis; ⁶UNMdP = Universidad Nacional de Mar del Plata; ⁷INBA = Instituto Nacional de Biotecnología Agropecuaria; ⁸IPNI = *International Plant Nutrition Institute*.

Experto	Afiliación académica	Campo de experticia
1	FAUBA ¹	Fertilización de cultivos, Dinámica de nutrientes en agroecosistemas, Fertilidad del suelo
2	IFEVA ² -FAUBA	Dinámica de nutrientes en agroecosistemas
3	IFEVA-FAUBA	Dinámica de nutrientes en agroecosistemas
4	FAUBA	Fertilización de cultivos, Dinámica de nutrientes en agroecosistemas, Fertilidad del suelo
5	UM ³ /INTA ⁴	Dinámica de nutrientes en agroecosistemas, Fertilidad del suelo
6	UNSL ⁵	Calidad y contaminación del agua subterránea
7	UNMdP ⁶ /INTA	Contaminación ambiental por fertilizantes, Calidad y contaminación del agua subterránea
8	INBA ⁷ -FAUBA	Fertilización de cultivos, Dinámica de nutrientes en agroecosistemas, Fertilidad del suelo, Contaminación ambiental por fertilizantes
9	IPNI ⁸	Fertilización de cultivos, Dinámica de nutrientes en agroecosistemas, Fertilidad del suelo, Contaminación ambiental por fertilizantes
10	FAUBA	Contaminación ambiental por fertilizantes

La simplificación del proceso de elicitación de las distribuciones de probabilidad condicional es una actividad útil. Esta simplificación puede llevarse a cabo mediante la disminución “de la cantidad de factores condicionantes (i.e. variables) a un número menor de variables mediante la re-estructuración del modelo o estructura conceptual” (Uusitalo 2007). Por ejemplo, la separación de nodos es una buena opción; es decir, la agrupación de algunos nodos a partir de la incorporación de un nuevo nodo que los reúne (Chen y Pollino 2012). Otra forma de simplificación es la eliminación de nodos y relaciones que complejizarían la obtención de información cuantitativa. Estas simplificaciones se ejemplifican en la *Sección 3.3.1. Descripción de las cuatro Redes Bayesianas* correspondiente a los resultados de este capítulo.

Los expertos, además de “poblar” las TPCs, clasificaron, con una escala del 0 al 10, su nivel de experticia frente a la información solicitada (Borgatti y Carboni 2007; Ferraro 2009). Para obtener la probabilidad final de cada estado, se hizo un promedio ponderado con el valor de cada estado y el nivel de experticia de cada experto entrevistado. A continuación, se presenta la fórmula del promedio ponderado utilizado para cada estado:

$$x = \left(\sum_i w_i X_i \right) / \left(\sum_i w_i \right) \quad (3.2)$$

donde x es el promedio ponderado, X_i es la probabilidad de uno de los estados de la variable a parametrizar para un escenario en particular (de la TPC bajo estudio) provista por cada experto entrevistado, y w_i es el peso o nivel de experticia de cada experto entrevistado.

3.2.4. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas

El análisis de sensibilidad se conduce para responder a una serie de preguntas con respecto al funcionamiento de un modelo en particular; en este caso, la pregunta a responder fue la siguiente: ¿cuáles son las variables de entrada que contribuyen en mayor medida en la variabilidad de los valores de la variable respuesta (i.e. IPSE)? (Hamby 1994). Esta pregunta fue respondida a través de dos análisis de sensibilidad: 1) “*one-at-a-time sensitivity analysis*”, y 2) “*multiway sensitivity analysis*”.

3.2.4.1. “*One-at-a-time sensitivity analysis*”

La metodología más simple para llevar a cabo un análisis de sensibilidad es a través de aquella conocida como “*one-at-a-time*” (OAT), donde se varía únicamente una variable de entrada por vez mientras que las restantes permanecen fijas (Hamby 1994). Este tipo de análisis requiere de un escenario testigo donde los estados de las variables de entrada se igualan en sus valores. En este caso, aquellas variables con tres estados se igualó a 33,3% cada uno de ellos; mientras que aquellas variables con dos estados se igualó a 50% cada uno de ellos. De esta manera, se obtuvieron los valores de probabilidad de la variable respuesta para el escenario testigo. Una vez obtenido el escenario testigo, se pudo comenzar con el análisis OAT.

En los cuatro modelos seleccionados, las variables elicítadas permanecieron fijas durante todo el proceso de análisis; mientras que cada uno de los estados de las variables de entrada se fue variando de a uno por vez. De esta manera, durante el análisis de sensibilidad se varió cada estado de cada variable de entrada al 100% quedando los restantes dos estados en 0, mientras que cada uno de los estados de las restantes variables de entrada permanecieron fijos en 33,3% o 50% dependiendo de la cantidad de estados de la variable. Los resultados obtenidos para cada uno de los estados de la variable respuesta se compararon con respecto al escenario testigo, y se obtuvo la variación con respecto al testigo a través de la siguiente fórmula:

$$VT_i = \left[\left(\text{Escenario}_{\text{nuevo}} - \text{Escenario}_{\text{testigo}} \right) / \text{Escenario}_{\text{testigo}} \right] 100 \quad (3.3)$$

donde VT_i es la variación de la variable respuesta con respecto al testigo (expresada en porcentaje), Escenario corresponde a cada uno de los estados de la variable respuesta, Escenario_{nuevo} corresponde al resultado de uno de los estados de la variable respuesta luego de variar un estado de una de las variables de entrada, y Escenario_{testigo} corresponde al resultado de tener los estados de todas las variables de entrada en igual proporción (33,3% cuando son variables con tres estados o 50% cuando son variables con dos estados). Los resultados de las variaciones con respecto al testigo se representaron en diagramas conocidos como Tornado (Taylor 2009) para cada uno de los cuatro modelos seleccionados.

3.2.4.2. “*Multiway sensitivity analysis*”

Si bien el análisis OAT es útil al momento de demostrar cómo impacta la variación en una variable de entrada sobre la variable respuesta, puede ser útil y necesario examinar los resultados de dos o más variables de entrada variando simultáneamente (Taylor 2009) así como generar escenarios plausibles de ser reales (como resultado de distintas combinaciones de las variables de entrada). En este sentido,

se determinaron dos tipos de “*multiway sensitivity analysis*”: 1) generación de escenarios hipotéticos para las variables de entrada de cada modelo, y 2) generación de un escenario deseable y un escenario no deseable para la variable respuesta de cada modelo.

En el primer caso, cada escenario se generó a partir de variar al mismo tiempo los estados de las variables de entrada de cada uno de los cuatro modelos. De esta manera, cuatro escenarios hipotéticos fueron obtenidos:

- 1) Escenario hipotético 1: todas las variables de entrada con su estado Alto al 100%;
- 2) Escenario hipotético 2: todas las variables de entrada con sus estados Alto y Medio al 50% cada uno;
- 3) Escenario hipotético 3: todas las variables de entrada con sus estados Medio y Bajo al 50% cada uno; y
- 4) Escenario hipotético 4: todas las variables de entrada con su estado Bajo al 100%.

Durante el segundo y tercer escenario hipotético, aquellas variables que presentaban únicamente dos estados permanecieron, en ambos escenarios, al 50% en cada estado. El primer y último escenario hipotético corresponde al llamado análisis extremo ya que se varían todas las variables de entrada del modelo a sus “mejores” y “peores” casos (Taylor 2009).

En el segundo caso, el escenario deseable y el escenario no deseable se determinaron para cada modelo en particular. En el escenario deseable, las variables de entrada se ubicaron en un estado al 100%, y estos estados correspondieron a la situación en la cual la variable respuesta reflejaba la mejor situación del sistema agrícola, en términos de provisión de servicios de los ecosistemas. En el escenario no deseable, las variables de entrada se ubicaron nuevamente en un estado al 100% (opuesto al correspondiente al escenario deseable) pero, en este caso, los estados reflejaron la situación en la cual la variable respuesta reflejaba la peor situación del sistema agrícola, nuevamente en términos de provisión de servicios de los ecosistemas. El escenario deseable y no deseable para cada variable respuesta se encuentran en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2: Escenarios deseable y no deseable para cada una de las variables de entrada que determinan una variación en cada una de las variables respuesta: a) Contenido de C en suelo, b) N disponible en suelo, c) Desnitrificación, y d) Concentración de NO_3 en agua subterránea.

a) Contenido de C en suelo

Variable de entrada	Escenario deseable			Escenario no deseable		
	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo
Erosión del suelo	0	0	100	100	0	0
Rendimiento del cultivo	100	0	0	0	0	100
Precipitaciones	0	100	0	0	0	100
Temperatura	0	100	0	0	0	100

b) N disponible en suelo

Variable de entrada	Escenario deseable			Escenario no deseable		
	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo
Pérdidas de N	0	0	100	100	0	0
Fertilización nitrogenada	0	100	0	0	0	100
Rendimiento del cultivo	100	0	0	0	0	100

Tabla 3.2.b) Continuación

Precipitaciones	0	100	0	0	0	100
Temperatura	0	100	0	0	0	100

c) Desnitrificación

Variable de entrada	Escenario deseable			Escenario no deseable		
	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo
Pérdidas de N	0	0	100	100	0	0
Fertilización nitrogenada	0	0	100	100	0	0
Erosión del suelo	0	0	100	100	0	0
Rendimiento del cultivo	100	0	0	100	0	0
Precipitaciones	0	0	100	100	0	0
Temperatura	0	100	0	0	100	0

d) Concentración de NO₃ en agua subterránea

Variable de entrada	Escenario deseable			Escenario no deseable		
	Alto	Medio	Bajo	Alto	Medio	Bajo
Rendimiento del cultivo	100	0	0	0	0	100
Temperatura	0	100	0	100	0	0
Precipitaciones	0	0	100	100	0	0
Fertilización nitrogenada	0	0	100	100	0	0

Variable de entrada	Escenario deseable		Escenario no deseable	
	Presencia	Ausencia	Presencia	Ausencia
Riego	0	100	100	0

Variable de entrada	Escenario deseable		Escenario no deseable	
	Fina	Gruesa	Fina	Gruesa
Textura del suelo	100	0	0	100

3.2.5. Análisis de la calidad de la información cuantitativa provista por expertos

A partir de la segunda entrevista a expertos (ver Anexo 2), se evaluó la calidad en el nivel de conocimiento sobre la información cuantitativa elicitada a los expertos con el fin de “poblar” las TPCs. Al finalizar esta entrevista, cada experto tuvo que calificar su nivel de conocimiento sobre la información cuantitativa (probabilística) solicitada (ver *Sección 3.2.3.2. Aprendizaje paramétrico de la metodología de Redes Bayesianas*, y Anexo 2). A partir de esta información, se calculó la media del conocimiento experto para cada servicio del ecosistema bajo estudio mediante la siguiente fórmula:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_i x_i \quad (3.4)$$

donde \bar{x} es el promedio del conocimiento experto sobre la información cuantitativa elicitada para cada modelo en particular, x_i es el valor de conocimiento dado por un

experto en particular, y n es la cantidad de expertos considerados para parametrizar las TPCs presentes en cada modelo representando la provisión de un servicio del ecosistema.

El análisis de la variabilidad en el nivel de conocimiento se llevó a cabo a partir del coeficiente de variación. El coeficiente de variación (CV) es el cociente entre la desviación estándar y la media muestral, expresado en porcentaje. A continuación, se detalla la fórmula utilizada para su cálculo:

$$CV = \frac{\sigma}{\bar{x}} 100 \quad (3.5)$$

donde CV es el coeficiente de variación (expresado en porcentaje), σ es el desvío estándar, y \bar{x} es la media muestral.

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Descripción de las cuatro Redes Bayesianas

Las cuatro redes conceptuales seleccionadas representando la provisión de servicios de los ecosistemas se transformaron en cuatro RBs (Figuras 3.2 a 3.5). Las variables presentes en cada RB corresponden a aquellas nombradas previamente durante el Capítulo 2 (ver *Sección 2.3.2. Descripción de la red conceptual general*), y brevemente descritas durante el Anexo 3 (ver Tabla 1). Cada una de estas variables presentó entre dos y tres estados. Estas cuatro RBs, a su vez, correspondieron al Escenario_{testigo} utilizado durante el análisis de sensibilidad OAT, y al cual se hizo referencia en la Ecuación 3.3. En estas cuatro RBs, los valores de probabilidad de cada uno de los estados de cada nodo se determinaron según la clase de nodo:

1) variables de entrada (i.e. nodos padre): cada uno de los estados tiene su DPM igualada en 33,3% o en 50% dependiendo si la variable presenta tres o dos estados, respectivamente; y

2) variables elicítadas (i.e. nodos hijo): las probabilidades presentes en cada uno de los estados corresponden al resultado de la TPC elicitada a los expertos combinada con las DPMs provenientes de las variables de entrada (ver Ecuación 3.1). Las variables elicítadas fueron: 1) Tasa de mineralización (Figura 3.2), 2) Contenido de C en suelo (Figura 3.2), 3) N disponible en suelo (Figura 3.3), 4) Materia orgánica del suelo (Figura 3.3), 5) Desnitrificación (Figura 3.4), 6) Factores del suelo (Figura 3.5), 7) Factores ambientales y de manejo (Figura 3.5), y 8) Riesgo de lixiviación de NO₃ (Figura 3.5). Las variables Residuo de cosecha y Concentración de NO₃ en agua subterránea no se elicitaron pero se parametrizaron a partir de información bibliográfica, ya que sólo se elicitaron aquellas variables que son el resultado de más de una variable de entrada.

La eliminación o agregado de variables a las redes conceptuales originales (ver Anexo 3) simplificaron el proceso de elicitación de la información cuantitativa. A continuación, se describen ambos tipos de modificaciones realizadas:

1) En los modelos de Balance de C del suelo (Figura 3.2), Balance de N del suelo (Figura 3.3) y Control de emisión de N₂O (Figura 3.4), el panel de expertos eliminó la variable Especie de cultivo y, consecuentemente, sus relaciones con las variables Temperatura, Precipitaciones y Rendimiento del cultivo (ver *Sección 3.2.3.2. Aprendizaje paramétrico de la metodología de Redes Bayesianas* para más detalles metodológicos sobre esta modificación). De esta manera, el panel de expertos no tuvo

que completar una TPC de la variable Rendimiento del cultivo en función de las variables climáticas Temperatura y Precipitaciones. La razón principal para eliminar esta variable y sus correspondientes relaciones fue el hecho de que, al momento de la aplicación del modelo (Capítulo 4), ya se contará con la información cuantitativa correspondiente a la variable Rendimiento del cultivo; por lo tanto, no era necesario obtener la parametrización de las relaciones que determinan a esta variable en particular.

2) Cinco variables presentes en la red conceptual del servicio Control de contaminación del agua subterránea fueron consideradas como nodos padre de dos nuevas variables que se incluyeron en esta RB (Figura 3.5) (ver *Sección 3.2.3.2. Aprendizaje paramétrico de la metodología de Redes Bayesianas* para más detalles metodológicos sobre esta modificación). La nueva variable Factores del suelo reunió a las variables Textura del suelo y Materia orgánica del suelo; mientras que las variables Riego, Fertilización nitrogenada y Precipitaciones se reunieron en la nueva variable Factores Ambientales y de Manejo. Las dos nuevas variables (i.e. Factores del suelo, y Factores Ambientales y de Manejo) se relacionaron directamente con la variable Riesgo de lixiviación de NO_3 . Los estados establecidos para estas dos nuevas variables fueron: Alta, Media, y Baja debido a que se refieren a la incidencia sobre la variable Riesgo de lixiviación de NO_3 . Por ejemplo, los Factores del suelo tienen una Alta/Media/Baja incidencia sobre el Riesgo de lixiviación de NO_3 .

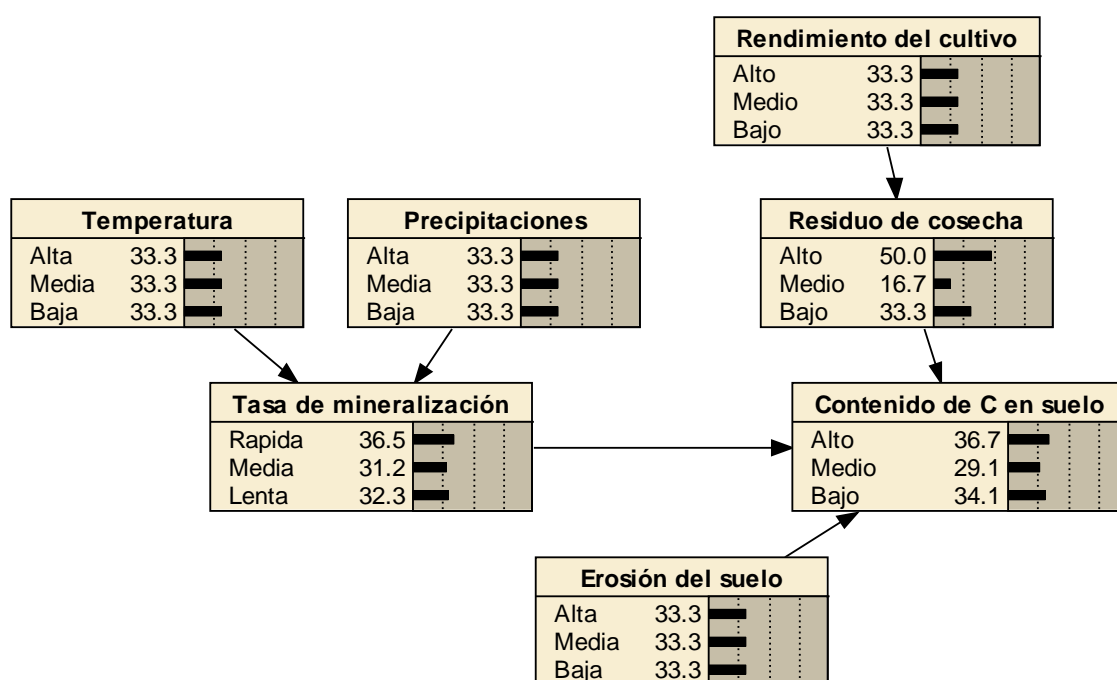


Figura 3.2: Red Bayesiana representando el servicio de soporte o apoyo Balance de carbono (C) del suelo, y su indicador de provisión Contenido de C en suelo.

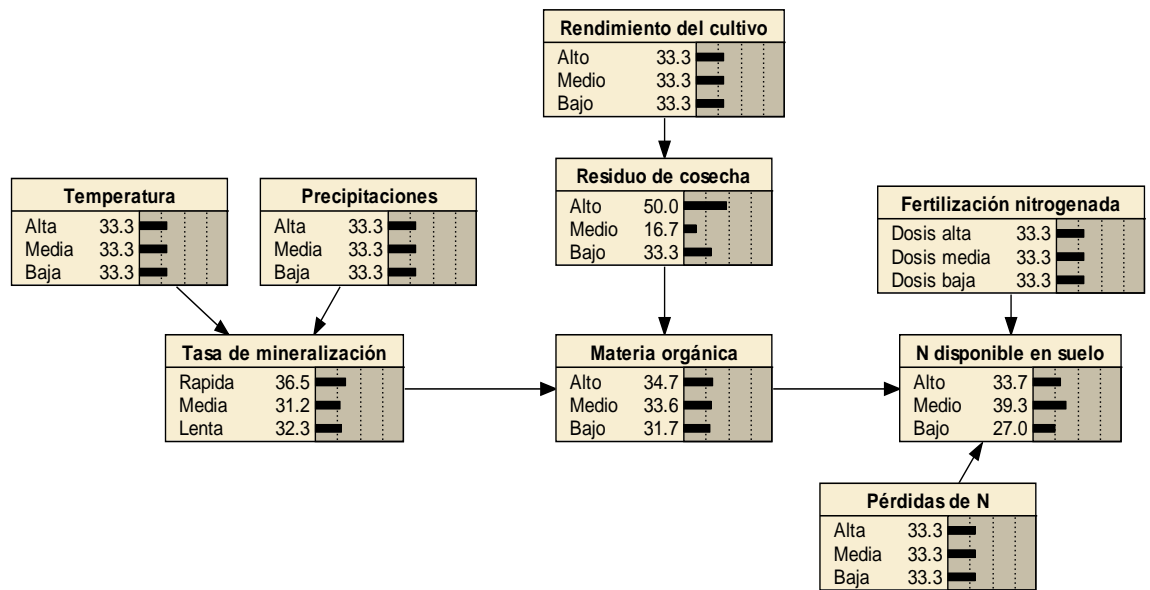


Figura 3.3: Red Bayesiana representando el servicio de soporte o apoyo Balance de nitrógeno (N) del suelo, y su indicador de provisión N disponible en suelo.

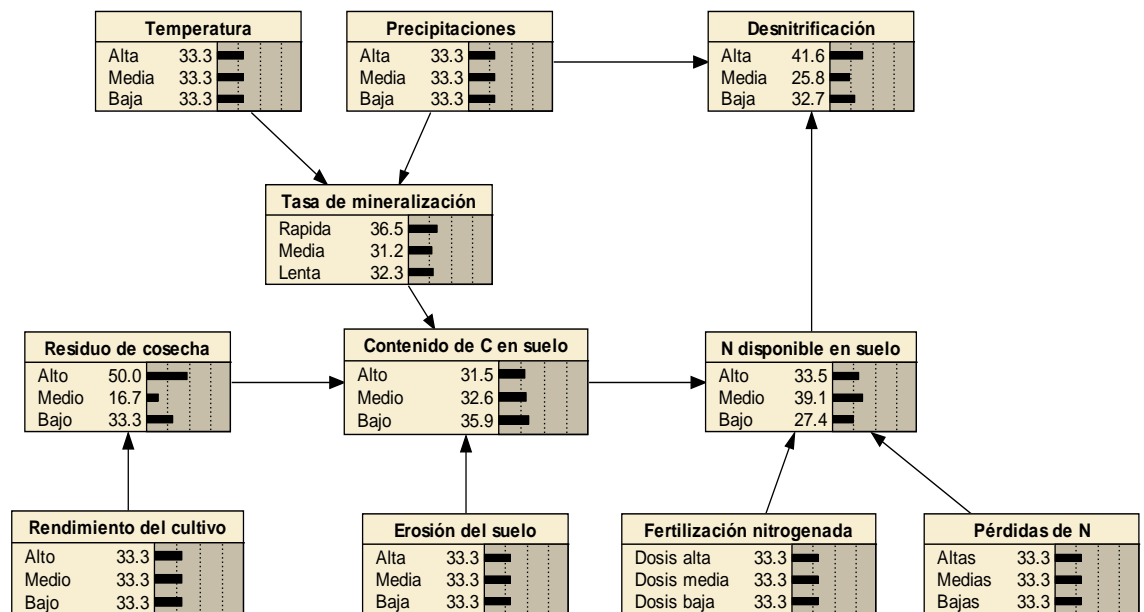


Figura 3.4: Red Bayesiana representando el servicio de regulación Control de emisión de N_2O , y su indicador de provisión Desnitrificación.

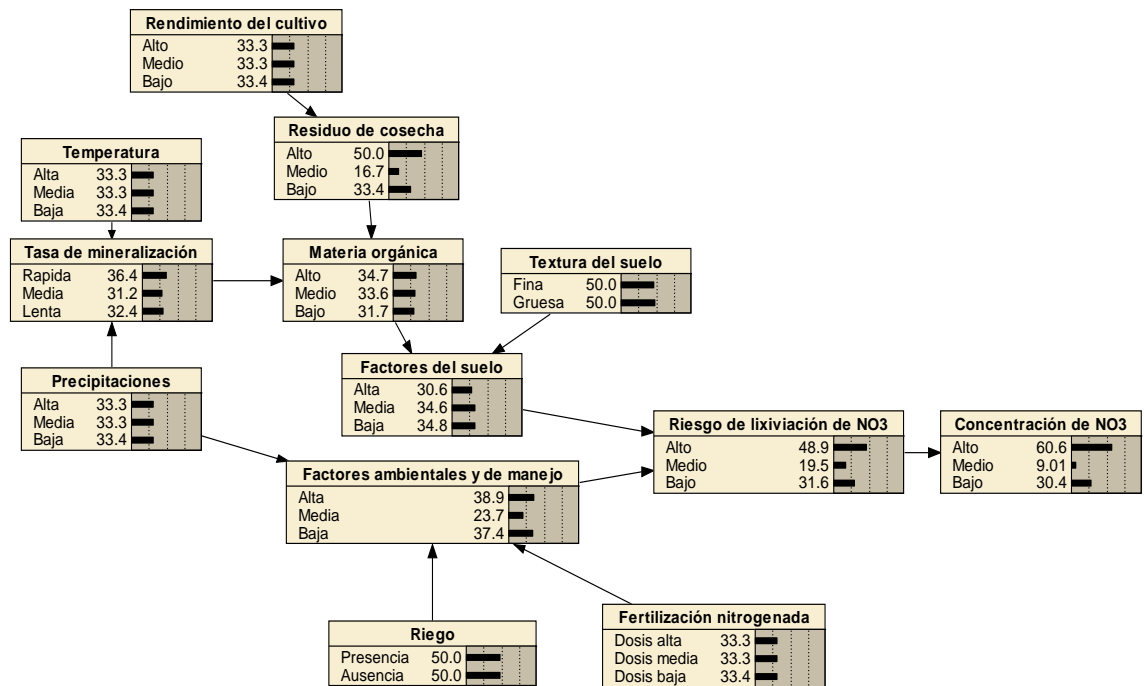


Figura 3.5: Red Bayesiana representando el servicio de regulación Control de contaminación del agua subterránea, y su indicador de provisión Concentración de NO_3 en agua subterránea.

La discretización de las variables de entrada permitió identificar los rangos ambientales y productivos dentro de los cuales se hallan actualmente los agroecosistemas pampeanos. La Tabla 3.3 presenta los rangos para los estados de cada variable de entrada. Siguiendo la lógica seguida en los trabajos de Pollino et al. (2007) y de Chen y Pollino (2012), solamente se describen los rangos para los estados de las variables de entrada. Estas variables son variables ambientales y productivas que, en el Capítulo 4, serán cuantificadas a partir de bases de datos con este tipo de información. Tanto para la variable Riego cuyos dos estados fueron Presencia/Ausencia como para la variable Textura del suelo con sus dos estados Fina/Gruesa no fue necesario establecer rangos ya que poseen estados cualitativos (Tabla 3.3).

Tabla 3.3: Descripción de los rangos de los estados de las variables de entrada presentes en las cuatro Redes Bayesianas, y la fuente de información bibliográfica que se consultó con el fin de generar cada uno de estos rangos.

Variable de entrada	Descripción de la variable de entrada	Estados y rangos de la variable de entrada	Fuente de información para determinar los estados y rangos
Temperatura	Temperatura media anual	Alta: >20°C Media: 14-20°C Baja: <14°C	Hall et al. (1992)
Precipitaciones	Precipitación anual	Alta: >1000 mm Media: 800-1000 mm Baja: <800 mm	Hall et al. (1992)
Rendimiento del cultivo	Rendimiento del cultivo por unidad de superficie	Alto: >6000 kg/ha Medio: 2000-6000 kg/ha Bajo: <2000 kg/ha	Sistema Integrado de Información Agropecuaria. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. (www.siiia.gob.ar)
Erosión del suelo	Tasa anual de erosión del suelo	Alta: >8 tn/ha.año Media: 4-8 tn/ha.año Baja: <4 tn/ha.año	Casas (2005)
Fertilización nitrogenada	Aplicación de nitrógeno como fertilizante durante el ciclo de cultivo	Alta: >150 kg N/ha Media: 110-150 kg N/ha Baja: <110 kg N/ha	García y Ciampitti (2011)
Pérdidas de nitrógeno	Pérdidas de nitrógeno al ambiente (i.e. aire, suelo y agua)	Alto: >8% del N aplicado Medio: 3-8% del N aplicado Bajo: <3% del N aplicado	García y Ciampitti (2011)
Riego	Régimen de riego	Presencia Ausencia	Abraham y Gramicci (2007)
Textura del suelo	Clasificación textural del suelo	Fina Gruesa	Atlas de suelos de la República Argentina. Sistema de Información Nacional Ambiental. (www.ambiente.gov.ar)

Las TPCs “pobladas” por el panel de expertos mostraron, cualitativa y cuantitativamente, distintos escenarios factibles de ser hallados en los agroecosistemas pampeanos como resultado de la combinación de los estados de distintas variables de entrada. Dichas TPCs se presentan en el Anexo 4. Algunas de las TPCs corresponden a más de una RB por lo que fueron “pobladas” por el panel de expertos en una sola oportunidad, utilizándose esta información para todos los modelos cuantitativos en el cual estuvieran incluidas dichas variables (y sus correspondientes TPCs).

3.3.2. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas

3.3.2.1. “One-at-a-time sensitivity analysis”

Los resultados de este análisis de sensibilidad se presentaron en diagramas Tornado, cada uno de los cuales estuvo conformado por cuatro paneles (Figuras 3.6 a 3.9). Los dos paneles de la izquierda (paneles A) corresponden a los escenarios en que cada variable de entrada estuvo en el estado Alto al 100%, mientras que los dos paneles de la derecha (paneles B) corresponden a los escenarios en que cada variable de entrada estuvo en su estado Bajo al 100%. Los paneles A1 y B1 corresponden a los resultados obtenidos para la variable respuesta en su estado Alto; mientras que los paneles A2 y B2, a aquellos resultados obtenidos para el estado Bajo de la variable respuesta. La diferencia en la magnitud de variación de los estados Alto y Bajo de la variable respuesta dentro de un mismo panel (e.g. panel A1 vs panel A2) se debe a que también variaron las probabilidades del estado Medio de cada variable respuesta (resultados no mostrados en las Figuras 3.6 a 3.9).

En cada uno de los cuatro modelos, la variable respuesta tuvo un comportamiento diferencial dentro de cada escenario analizado y, también, entre escenarios (Figuras 3.6 a 3.9). A partir de los resultados obtenidos en el panel A1, se ordenó jerárquicamente a las variables de entrada en función de su influencia sobre la variable respuesta de cada modelo (Tabla 3.4). En el caso de las variables respuesta Alto Contenido de C en suelo y Alto N disponible en suelo, las variables de entrada con mayor influencia fueron Rendimiento del cultivo y Fertilización nitrogenada, respectivamente. En el caso de las variables respuesta Alta Desnitrificación y Alta Concentración de NO_3 en agua subterránea, las variables de entrada con mayor influencia fueron Precipitaciones y Fertilización nitrogenada, respectivamente.

Tabla 3.4: Ranking de influencia de las variables de entrada sobre las variables respuesta presentes en cada modelo cuantitativo: 1) Alto Contenido de C en suelo, 2) Alto N disponible en suelo, 3) Alta Desnitrificación, y 4) Alta Concentración de NO₃ en agua subterránea. Esta información se obtuvo del panel A1 de las Figuras 3.6 a 3.9 en donde se representan los resultados correspondientes al análisis de sensibilidad “One-at-a-time”.

Ranking de variables	Variable respuesta del modelo			
	Alto Contenido de C en suelo	Alto N disponible en suelo	Alta Desnitrificación	Alta Concentración de NO ₃ en agua subterránea
1°	Rendimiento del cultivo	Fertilización nitrogenada	Precipitaciones	Fertilización nitrogenada
2°	Erosión del suelo	Rendimiento del cultivo	Pérdidas de N	Precipitaciones
3°	Temperatura	Pérdidas de N	Fertilización nitrogenada	Textura del suelo
4°	Precipitaciones	Temperatura	Temperatura / Erosión del suelo	Riego
5°	--	Precipitaciones	Rendimiento del cultivo	Rendimiento del cultivo

En la Figura 3.6, para el escenario de Rendimiento del cultivo = 100% Alto, la variación de probabilidad de Alto Contenido de C en suelo fue de +47,96% (panel A1), mientras que la variación para Bajo Contenido de C en suelo fue de -53,96% (panel A2). Es decir, este escenario generó un aumento del estado Alto Contenido de C en suelo de aproximadamente el 50% en el primer caso en comparación con el escenario testigo, mientras que una disminución de aproximadamente un 54% del estado Bajo de la variable Contenido de C en suelo. El mismo tipo de comportamiento se obtuvo en la variable respuesta para cada uno de los dos escenarios analizados (paneles A1 vs A2, y paneles B1 vs B2). Tomando como ejemplo nuevamente la variable de entrada Rendimiento del cultivo, cuando su estado se encontraba en el estado Bajo al 100%, el Alto Contenido de C en suelo disminuyó un 67,30% (panel B1); mientras que el Bajo Contenido de C en suelo aumentó un 87,98% (panel B2). En el caso del escenario de Precipitaciones = 100% Alto, se observó una disminución de un 14,44% en la probabilidad de Alto Contenido de C en suelo (Figura 3.6, panel A1). Sin embargo, este escenario debió haber generado un aumento de la probabilidad de la variable respuesta Alto Contenido de C en suelo. En este sentido, es necesario considerar que los escenarios planteados en este análisis no son estrictamente reales puesto que al momento en que la variable Precipitaciones se encontraba en su estado Alto al 100%, la variable Rendimiento del cultivo se encontraba en su estado Alto solamente en un valor de probabilidad de 33,3%. En una situación real, la variable Rendimiento del cultivo también se hubiera encontrado en su estado Alto al 100% (o en un valor cercano a éste) por lo cual la variable respuesta Alto Contenido de C en suelo hubiera aumentado su probabilidad. Esto mismo ocurrió en los restantes paneles de la Figura 3.6. La variable Erosión del suelo también generó modificaciones porcentuales en los valores de probabilidad de la variable respuesta Contenido de C en suelo (paneles A y B).

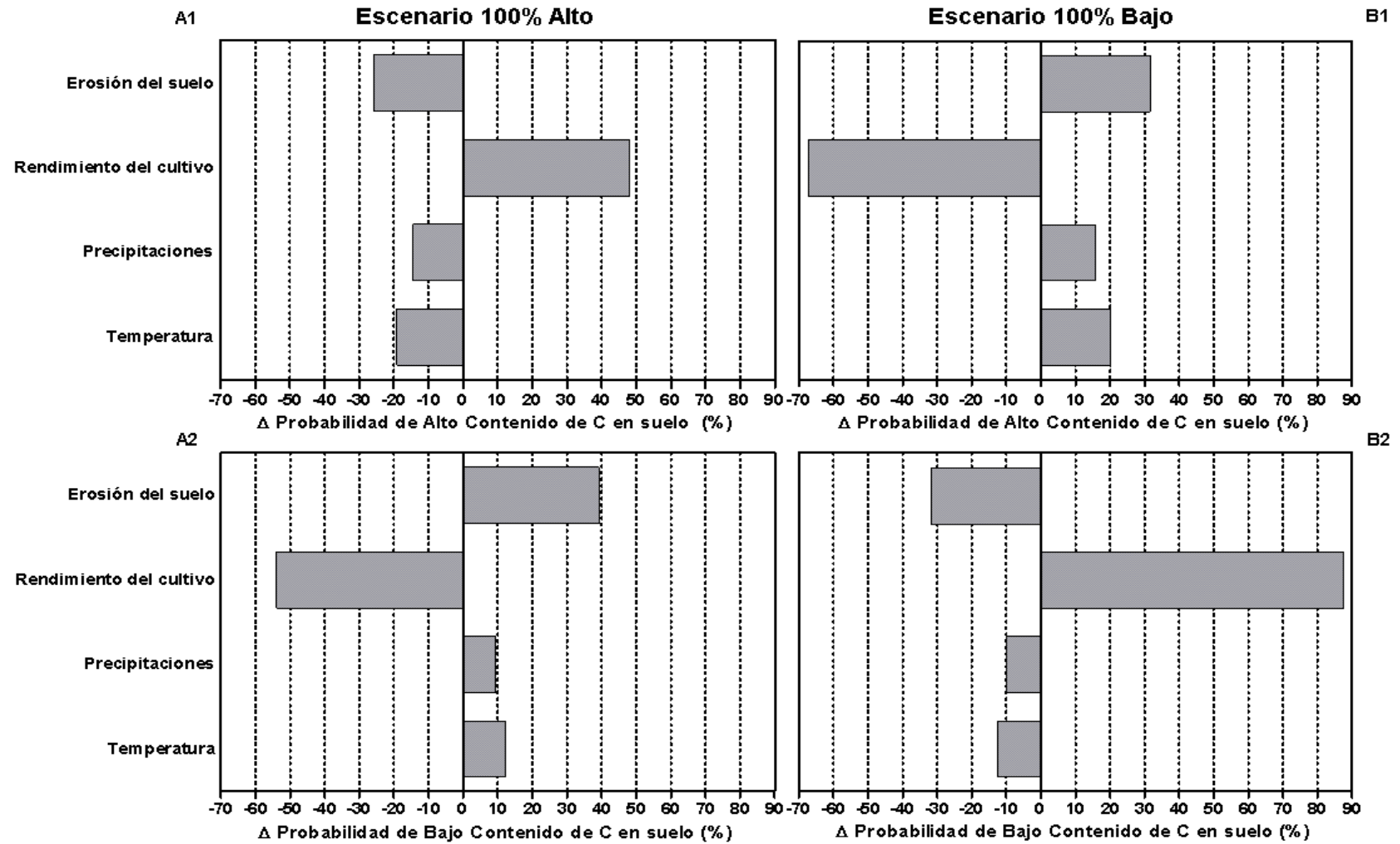


Figura 3.6: Diagrama tornado para la variable respuesta Contenido de C en suelo en sus estados Alto (paneles A1 y B1) y Bajo (paneles A2 y B2), para el escenario en que cada variable de entrada se encuentra en su estado Alto al 100% (panel A) y en su estado Bajo al 100% (panel B). Referencias: Δ = variación.

En la Figura 3.7, la variable Fertilización nitrogenada generó los mayores cambios porcentuales en las probabilidades de la variable respuesta N disponible en suelo, alcanzando el máximo porcentaje de cambio de dicha variable respuesta en el panel A1 (+85,76%). La variable Precipitaciones en su estado Alto al 100% generó una disminución de un 4,15% en la probabilidad de Alto N disponible en suelo (panel A1). En esta ocasión, la disminución de la variable respuesta está justificada debido a que aumenta la tasa de mineralización y existe un mayor aporte de N al suelo que será, posteriormente, utilizado durante el correspondiente ciclo de cultivo.

En la Figura 3.8, la variable Precipitaciones generó los mayores cambios porcentuales en las probabilidades de la variable respuesta Desnitrificación, alcanzando el máximo porcentaje de cambio de dicha variable respuesta en el panel B2 (+107,81%). En el caso de la variable Pérdidas de N, al encontrarse en su estado Alto al 100% generó un aumento en el valor de probabilidad de la variable Alta Desnitrificación (+12,63%). Esta variable de entrada en dichas condiciones debió haber generado una disminución porcentual en el valor final de probabilidad de Alta Desnitrificación (panel A1), y un aumento en el caso de Baja Desnitrificación (panel A2). Sin embargo, la variable de entrada Precipitaciones también se encontraba jugando un rol importante al mismo tiempo ya que cada uno de sus estados se encontraba con un valor de probabilidad de 33,3%.

En la Figura 3.9, las variables Fertilización nitrogenada y Precipitaciones generaron los mayores cambios porcentuales en las probabilidades de la variable respuesta Concentración de NO_3 en agua subterránea (paneles A y B, respectivamente). En el primer caso, la variable Fertilización nitrogenada generó los mayores porcentajes de cambio cuando se encontró en su estado Alto al 100%, seguida por la variable Precipitaciones. De esta manera, la variable respuesta se modificó en +20,43% (panel A1) y en -36,30% (panel A2). En el segundo caso, la variable Precipitaciones generó las mayores variaciones porcentuales de cambio cuando se encontró en su estado Bajo al 100%, seguida por la variable Fertilización nitrogenada. De esta manera, la variable respuesta Concentración de NO_3 en agua subterránea se modificó en -22,73% (panel B1) y en +41,91% (panel B2). La variable Textura del suelo también generó modificaciones porcentuales en los valores de probabilidad de la variable respuesta Concentración de NO_3 en agua subterránea (paneles A y B).

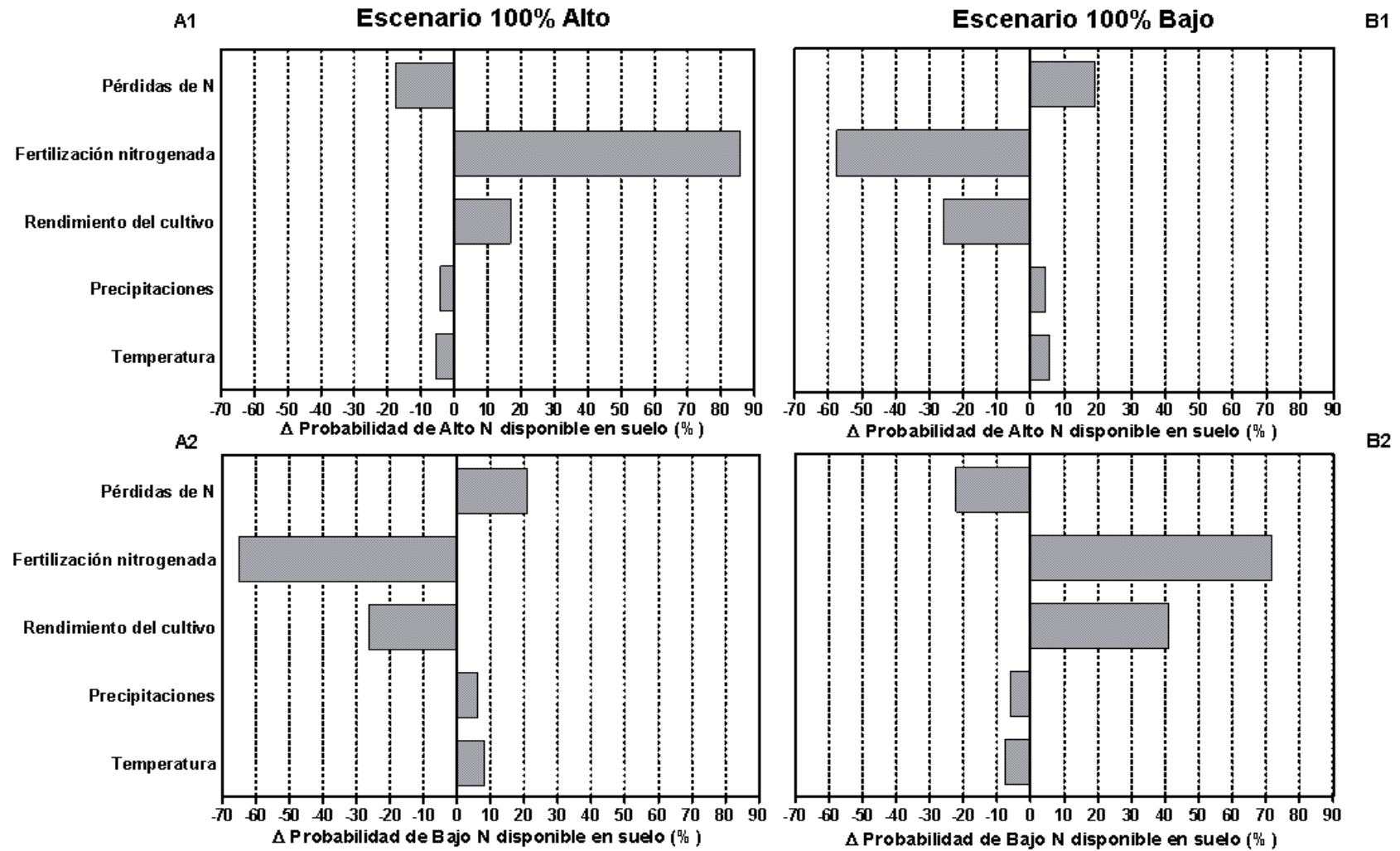


Figura 3.7: Diagrama tornado para la variable respuesta N disponible en suelo en sus estados Alto (paneles A1 y B1) y Bajo (paneles A2 y B2), para el escenario en que cada variable de entrada se encuentra en su estado Alto al 100% (panel A) y en su estado Bajo al 100% (panel B). Referencias: N = Nitrógeno; Δ = variación.

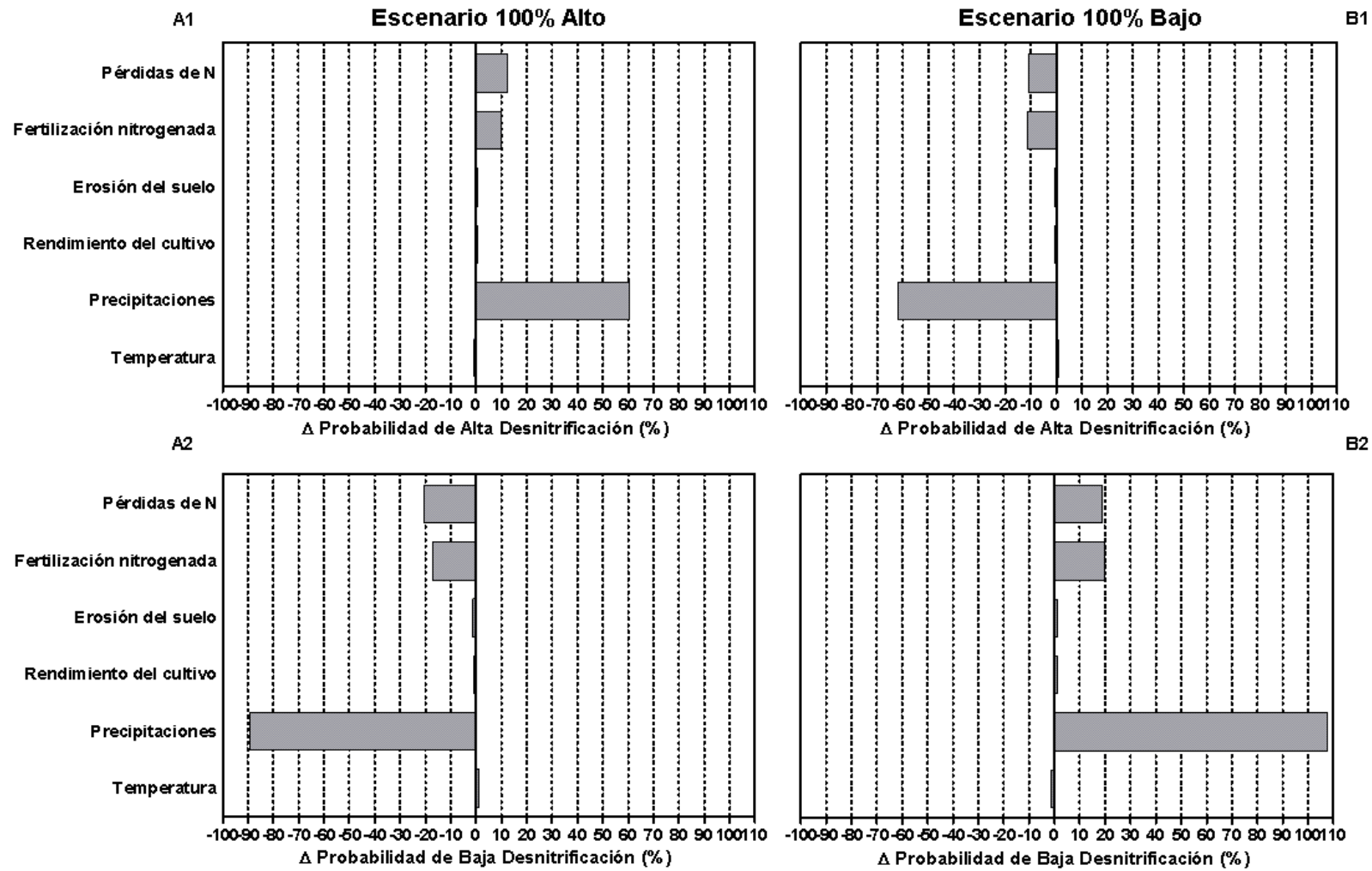


Figura 3.8: Diagrama tornado para la variable respuesta Desnitrificación en sus estados Alto (paneles A1 y B1) y Bajo (paneles A2 y B2), para el escenario en que cada variable de entrada se encuentra en su estado Alto al 100% (panel A) y en su estado Bajo al 100% (panel B). Referencias: N = Nitrógeno; Δ = variación.

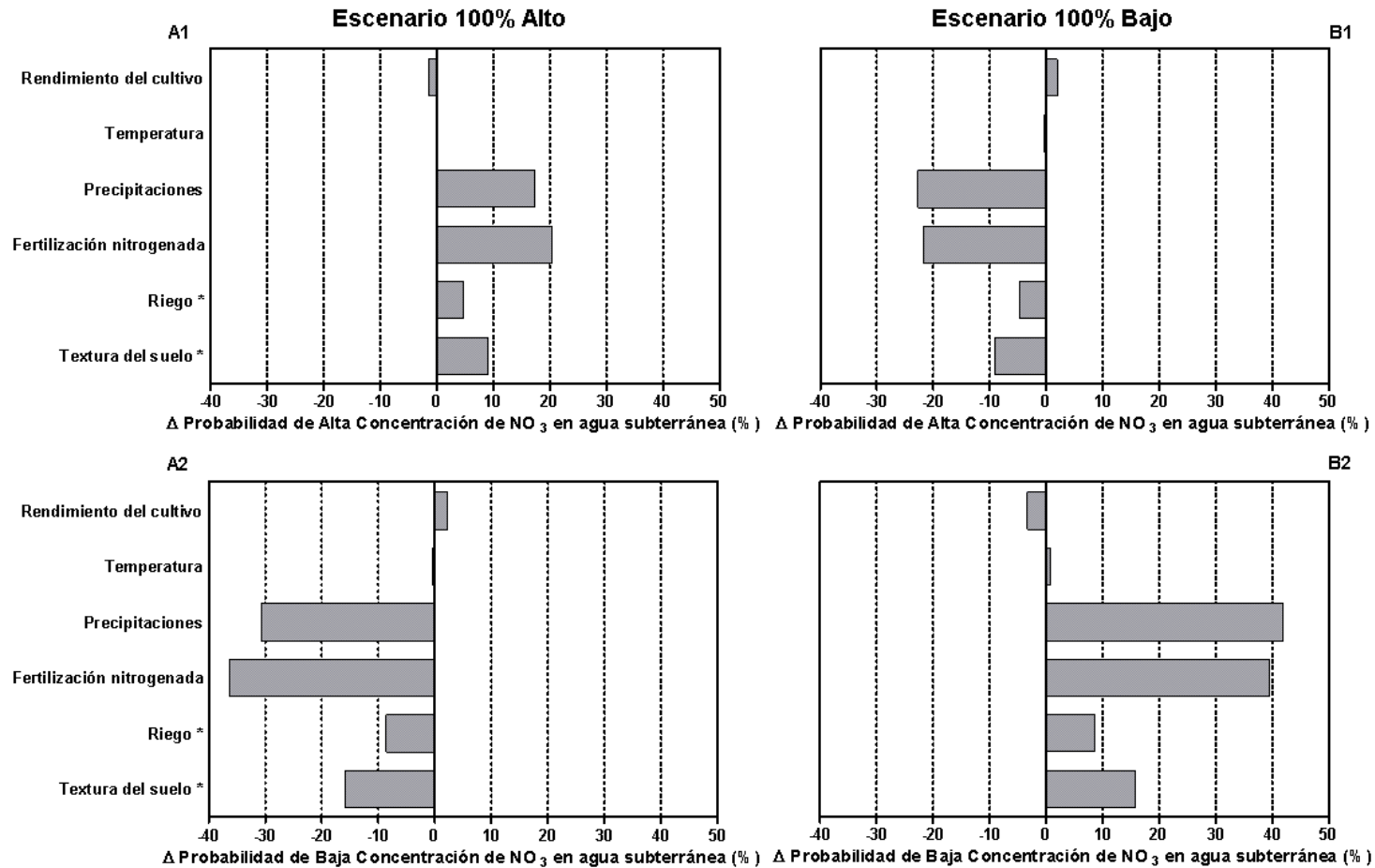


Figura 3.9: Diagrama tornado para la variable respuesta Concentración de NO₃ en agua subterránea en sus estados Alto (paneles A1 y B1) y Bajo (paneles A2 y B2), para el escenario en que cada variable de entrada se encuentra en su estado Alto al 100% (panel A) y en su estado Bajo al 100% (panel B). Las variables Riego y Textura del suelo presentan un asterisco debido a que son variables cualitativas con dos estados cada una. En el panel A, la variable Riego se encuentra en su estado Presencia, y la variable Textura del suelo en su estado Gruesa. En el panel B, la variable Riego se encuentra en su estado Ausencia, mientras que la variable Textura del suelo en su estado Fina. Referencias: Δ = variación.

3.3.2.2. “Multiway sensitivity analysis”

3.3.2.2.1. Escenarios hipotéticos

Las variables respuesta N disponible en suelo, Desnitrificación y Concentración de NO_3 en agua subterránea respondieron de manera diferencial frente a los cambios extremos presentes en cada uno de los escenarios hipotéticos, no ocurriendo lo mismo en el caso de Contenido de C en suelo (Figura 3.10). En esta variable respuesta se obtuvieron los menores cambios frente a los cuatro escenarios hipotéticos generados.

Los tres estados de la variable respuesta Contenido de C en suelo permanecieron prácticamente con los mismos valores de probabilidad en los cuatro escenarios hipotéticos (EH) (EH 1: Alto = 28,6%, Medio = 40,7%, Bajo = 30,7%; EH 2: Alto = 34,6%, Medio = 38,6%, Bajo = 26,8%; EH 3: Alto = 37,7%, Medio = 30,5%, Bajo = 31,9%; EH 4: Alto = 27,6%, Medio = 35,7%, Bajo = 36,7%) (Figura 3.10 A). Esto se debió, principalmente, a una compensación de las variables que conforman cada escenario. Por ejemplo, en el primer escenario, cuando las variables Temperatura y Precipitaciones se encontraban al 100% en su estado Alto, la variable Erosión del suelo también estaba al 100% en su estado Alto; lo contrario sucedió en el último escenario, en el cual tanto las variables Temperatura y Precipitaciones como la variable Erosión del suelo estaban al 100% en sus estados Bajo. Así, ante condiciones ambientales de un posible aumento o disminución del Contenido de C en suelo, la variable Erosión del suelo jugó un papel importante en modificar los valores de probabilidad de la variable respuesta Contenido de C en suelo.

La variable respuesta N disponible en suelo presentó cambios en los valores de sus tres estados con cada escenario hipotético (Figura 3.10 B). En los dos primeros escenarios, el Alto N disponible en suelo (EH 1: Alto = 56,6%; EH 2: Alto = 42,5%) prevaleció frente a los otros dos estados (EH 1: Medio = 33,2%, Bajo = 10,2%; EH 2: Medio = 40,6%, Bajo = 16,9%). Esta respuesta estuvo basada en que las variables Temperatura, Precipitaciones, Rendimiento del cultivo y Fertilización nitrogenada se encontraron en sus correspondientes estados Alto al 100% (EH 1) o en sus estados Alto y Medio al 50% cada uno (EH 2), no siendo compensado por la variable Pérdidas de N en ninguno de los dos escenarios hipotéticos analizados. De esta manera, el peso sobre la variable respuesta de aquellas variables determinantes de la entrada o mantenimiento del nivel de nitrógeno en el sistema fue mayor que el peso de la variable determinante de la salida de este nutriente del sistema. La modificación en la variable respuesta en los restantes EH (i.e. EH 3 y EH 4) fue predecible en cuanto las variables de entrada se encontraron en sus estados Medio y Bajo al 50% cada una o en sus estados Bajo al 100%, respectivamente. En el EH 3, el estado Medio (45,6%) prevaleció por sobre los restantes dos estados, mientras que en el EH 4 prevaleció el estado Bajo (47,8%).

La variable respuesta Desnitrificación siguió un patrón similar de respuesta a la variable respuesta N disponible en suelo, siendo las diferencias entre los estados (Alto, Medio y Bajo) mucho más marcadas (Figura 3.10 C). En este caso, en los EH 3 y 4 el estado Bajo de la variable respuesta tuvo valores de probabilidad de 59% y 93%, respectivamente. Estos valores fueron opuestos a los del estado Alto en los EH 1 y 2 (94,7% y 62,1%, respectivamente). En los EH 2 y 3, el estado Medio fue mayor (31,1% y 24,8%, respectivamente) en comparación con el EH 1 (Medio = 5,05%) y con el EH 4 (Medio = 3,8%).

La variable respuesta Concentración de NO_3 en agua subterránea también presentó un patrón similar a las dos variables respuesta anteriores siendo las diferencias entre los estados de los cuatro EH más escalonadas o graduales (Figura 3.10 D). En los

EH 1, 2 y 3, el estado Alto fue mayor en comparación con los restantes dos estados (EH 1: Alto = 81,3%; EH 2: Alto = 73,8%; EH 3: Alto = 49,5%). En el EH 4, prevaleció el estado Bajo (50,4%) de la variable Concentración de NO_3 en agua subterránea; sin embargo, el valor de probabilidad del estado Alto (38,5%) fue relativamente cercano al valor de probabilidad del estado Bajo.

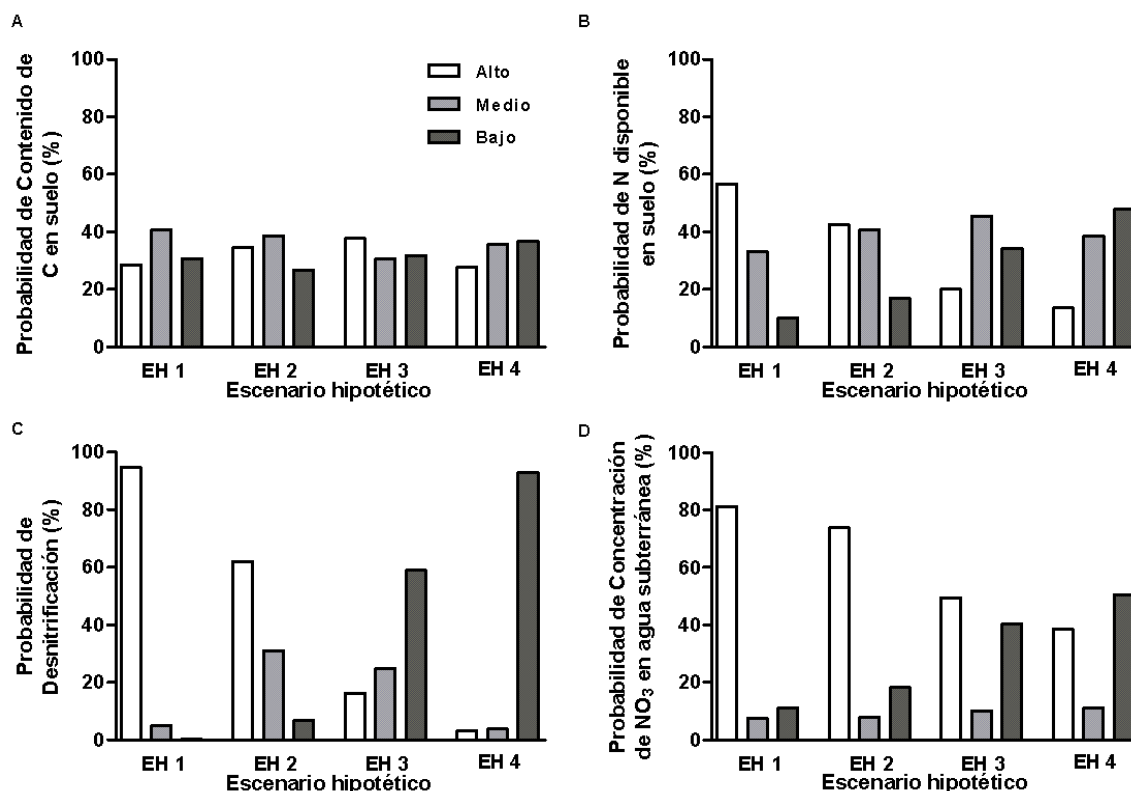


Figura 3.10: Respuesta probabilística de los estados Alto, Medio y Bajo de cada una de las variables respuesta a los escenarios hipotéticos generados para las variables de entrada de cada Red Bayesiana. Las variables respuesta de cada modelo son: A) Contenido de C en suelo, B) N disponible en suelo, C) Desnitrificación, y D) Concentración de NO_3 en agua subterránea. Referencias: EH = Escenario Hipotético. EH 1: todas las variables de entrada con su estado Alto al 100%; EH 2: todas las variables de entrada con sus estados Alto y Medio al 50% cada uno; EH 3: todas las variables de entrada con sus estados Medio y Bajo al 50% cada uno; EH 4: todas las variables de entrada con su estado Bajo al 100%.

3.3.2.2.2. Escenario deseable vs. Escenario no deseable

La variable respuesta de cada modelo se comportó en el sentido de lo esperado en cada uno de los dos escenarios generados (Figura 3.11). En el escenario deseable, se destacó aquel estado de cada variable respuesta en el cual se ve reflejada la mejor situación de un sistema agrícola en términos de provisión de servicios de los ecosistemas; mientras que en el escenario no deseable, se destacó el estado opuesto. Estas situaciones se observaron, en mayor medida, en las variables respuesta Contenido de C en suelo, Desnitrificación y Concentración de NO_3 en agua subterránea (Figura 3.11 A, C y D, respectivamente).

La variable respuesta Contenido de C en suelo presentó una respuesta diferencial en cada uno de los escenarios planteados (Figura 3.11 A). En el caso del escenario

deseable, el estado Alto de esta variable respuesta tuvo el mayor valor de probabilidad (69,8%); mientras que en el escenario no deseable, el estado Bajo fue aquel que presentó el mayor valor de probabilidad (64,5%) (Figura 3.11 A).

La variable respuesta N disponible en suelo tuvo un mayor valor de probabilidad de su estado Medio en el escenario deseable (52,5%), mientras que los estados Alto y Bajo tuvieron menores valores de probabilidad (36,2% y 11,2%, respectivamente) (Figura 3.11 B). En el caso del escenario no deseable, el estado Bajo de esta variable respuesta presentó el mayor valor de probabilidad (62,8%) (Figura 3.11 B).

La variable respuesta Desnitrificación presentó una respuesta diferencial en cada uno de los escenarios planteados (Figura 3.11 C). En el caso del escenario deseable, el estado Bajo de esta variable respuesta tuvo el mayor valor de probabilidad (68,6%); mientras que en el escenario no deseable, el estado Alto fue aquel que presentó el mayor valor de probabilidad (91%) (Figura 3.11 C).

En el escenario deseable, la variable respuesta Concentración de NO_3 en agua subterránea presentó el mayor valor de probabilidad en su estado Bajo (92,8%) (Figura 3.11 D). En el escenario no deseable, el estado Alto de esta variable respuesta tuvo el mayor valor de probabilidad (95%) (Figura 3.11 D).

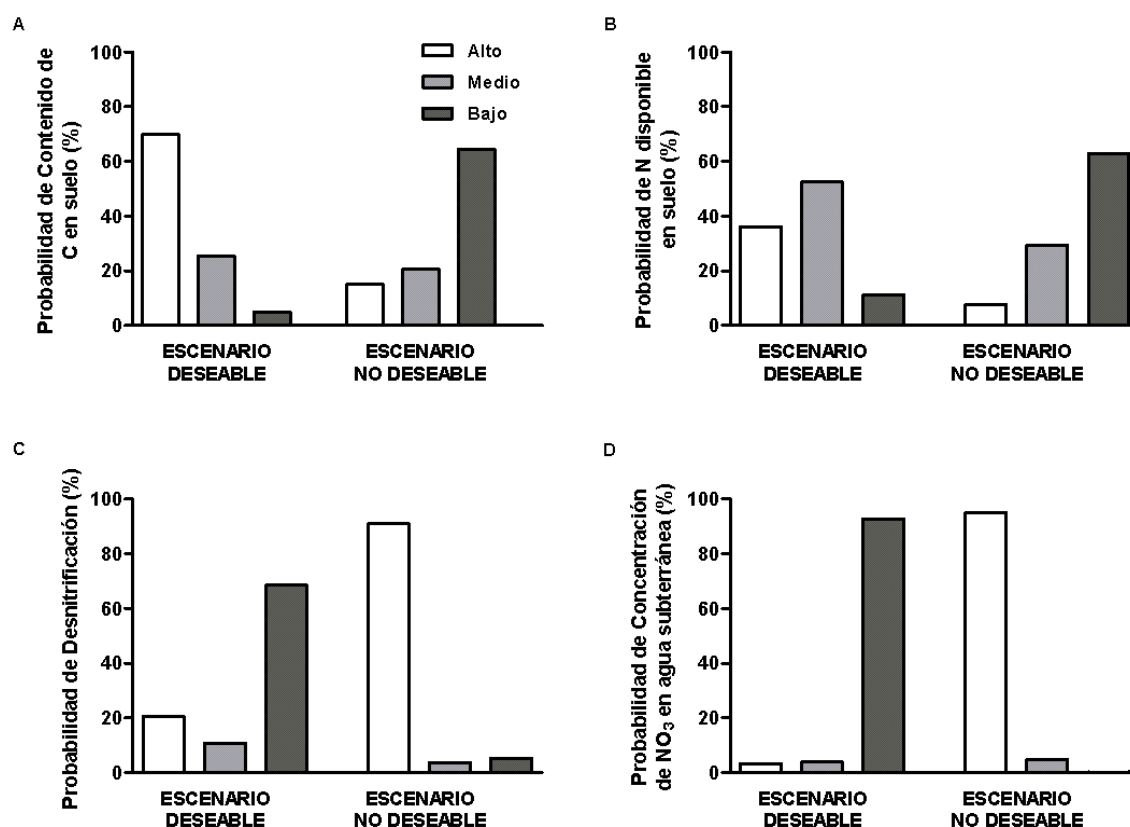


Figura 3.11: Respuesta probabilística de los estados Alto, Medio y Bajo al Escenario deseable y al Escenario no deseable generados para cada una de las variables respuesta de las Redes Bayesianas: A) Contenido de C en suelo, B) N disponible en suelo, C) Desnitrificación, y D) Concentración de NO_3 en agua subterránea.

3.3.3. Análisis de la calidad de la información cuantitativa provista por expertos

El conocimiento experto varió entre los servicios de los ecosistemas seleccionados para parametrizar mediante RBs (Figura 3.12). El conocimiento promedio de los expertos que parametrizaron los servicios Balance de C del suelo y Balance de N del suelo fue exactamente el mismo (i.e. 7,8) (Figura 3.12 A). Es interesante aclarar que aquellos expertos que parametrizaron el servicio Balance de C del suelo fueron los mismos que para el servicio Balance de N del suelo y, en ambos casos, cada experto consideró que poseía el mismo nivel de conocimiento. En relación a los servicios Control de emisión de N_2O y Control de contaminación del agua subterránea, el nivel de conocimiento de los expertos fue menor en comparación con los primeramente mencionados. El valor promedio de experticia para el servicio Control de emisión de N_2O fue de 7,5; mientras que para el servicio Control de contaminación del agua subterránea fue de 6,9 (Figura 3.12 A). En los cuatro casos, el nivel de conocimiento promedio de los expertos se ubicó dentro de la categoría “Conocimiento apropiado” (ver Figura 2.3 en la *Sección 2.2.6. Análisis de la calidad de la información cualitativa provista por expertos*).

El desacuerdo (o variabilidad) en el conocimiento entre los expertos que parametrizaron TPCs no superó el 40% en ninguno de los cuatro casos analizados (Figura 3.12 B). El mayor desacuerdo se presentó en las TPCs correspondientes al servicio Control de contaminación del agua subterránea (CV = 30,41%). El desacuerdo presente entre los expertos que parametrizaron las TPCs presentes en los servicios Balance de N del suelo y Control de emisión de N_2O fue el mismo (CV = 27,7%). El menor desacuerdo hallado entre los expertos entrevistados se presentó en el servicio Balance de C del suelo (CV = 25,88%).

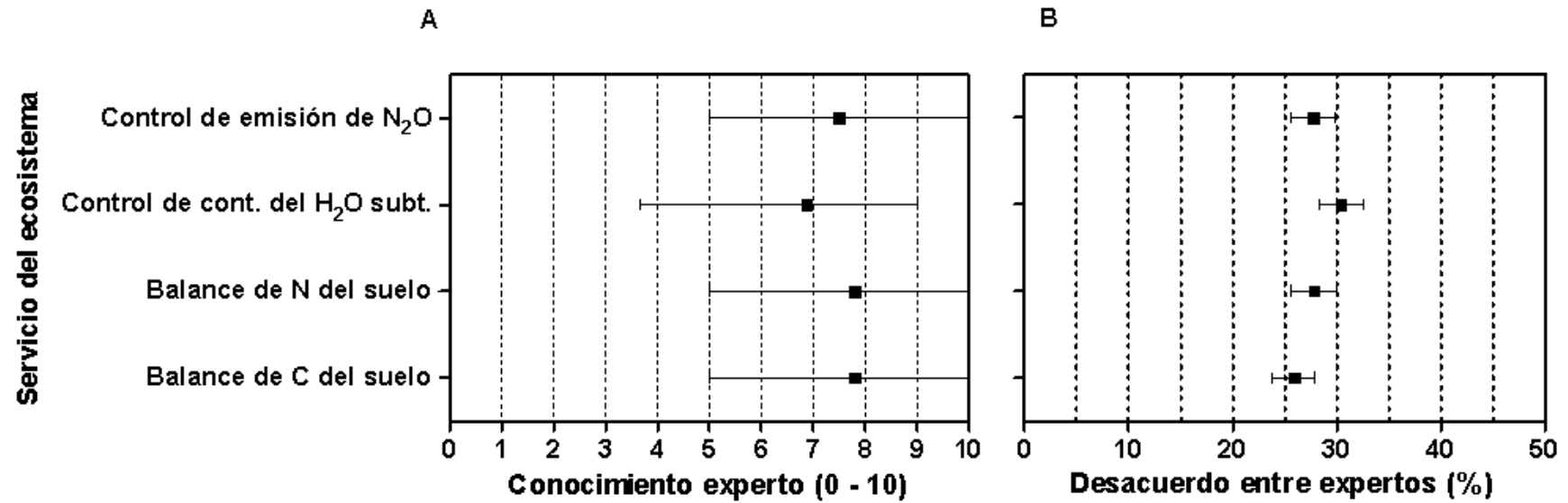


Figura 3.12: Conocimiento experto entre 0 y 10 (A) y desacuerdo en el conocimiento del panel de expertos (B) para cada uno de los cuatro servicios de los ecosistemas seleccionados para parametrizar mediante la metodología de Redes Bayesianas. El desacuerdo entre los expertos está representado por el coeficiente de variación (%) del conocimiento experto. Referencias: Control de cont. del H_2O subt. = Control de contaminación del agua subterránea.

3.4. DISCUSIÓN

Diversas metodologías se han desarrollado en los últimos años para evaluar, o estimar, el nivel de provisión de servicios de los ecosistemas en distintos ecosistemas del mundo. Así, es posible nombrar InVEST (Natural Capital Project 2012) y ARIES (Villa et al. 2009b) en el plano internacional, o ECOSER (Latterra et al. 2009) en el plano nacional, entre otros. Sin embargo, el diseño de esta última metodología, por ejemplo, no ha sobrepasado los límites de su propia zona de estudio; es decir, no ha sido aplicada a otra zona de estudio más allá de aquella para la cual ha sido desarrollada (sur de la provincia de Buenos Aires). En este sentido, la evaluación del nivel de provisión de servicios de los ecosistemas es posible de ser ampliada mediante la parametrización de modelos conceptuales donde se describan los procesos, las variables ambientales y productivas que determinan la provisión de un determinado servicio del ecosistema. Esta parametrización es factible de ser realizada mediante la metodología probabilística de Redes Bayesianas. En la actualidad, Haines-Young et al. (2011), Grêt-Regamey et al. (2012), y Landuyt et al. (2013) han directamente explicitado la evaluación del nivel de provisión de servicios de los ecosistemas mediante esta metodología. La aproximación metodológica planteada en esta tesis no sólo profundizó en el aspecto de parametrizar las relaciones presentes en los modelos conceptuales desarrollados durante el Capítulo 2, sino también en cómo validar los modelos cuantitativos obtenidos. La validación de este tipo de análisis no es simple de llevar a cabo, teniendo en cuenta que son considerados como una metodología de análisis de riesgo ambiental (Grêt-Regamey y Straub 2006; Pollino et al. 2007) y que éstos, generalmente, no pueden ser fácilmente validados (Payraudeau y van der Werf 2005).

Las tablas de probabilidad condicional (TPCs), junto con las distribuciones de probabilidad marginal de los nodos padre, son las determinantes de la distribución de probabilidad final de los nodos hijo. Si bien son parte fundamental de las Redes Bayesianas, la gran mayoría de las publicaciones que utilizan este tipo de metodología no las presentan a los lectores (y posibles futuros usuarios). Por ejemplo, McNay et al. (2006) sólo muestran una TPC con el fin de ejemplificar la manera en que fue “poblada” probabilísticamente la variable respuesta del modelo; Kristensen y Rasmussen (2002) y Bressan et al. (2009) son los únicos trabajos hallados hasta el momento en los cuales se describen las TPCs para la mayoría de las variables presentes en cada modelo desarrollado. Como se dijo anteriormente, este segundo caso mencionado es el menos común de encontrar en la literatura. Si bien este tipo de información es factible de ser utilizada nuevamente en otro/s modelo/s bayesiano/s, los trabajos sobre Redes Bayesianas no tienen la particularidad de presentar la información cuantitativa presente en las TPCs, ya sea porque los autores no las incluyen o porque los editores y revisores no las solicitan. Por lo tanto, la incorporación de las TPCs en las publicaciones resultaría en una disminución del tiempo invertido en la parametrización de las mismas en el caso de que puedan ser obtenidas de trabajos previamente publicados por otros autores.

Actualmente, no existe una metodología estandarizada que permita “poblar” las TPCs de forma sistemática y, por lo tanto, puede resultar una tarea compleja (Uusitalo 2007). En esta tesis, particularmente, la elicitación del conocimiento experto en formato de escenarios probabilísticos conllevó complicaciones íntimamente relacionadas con el aspecto metodológico; es así que la presentación de los escenarios a los investigadores entrevistados y la consiguiente explicación de la forma en que debían pensar (i.e. probabilísticamente) y completar los escenarios solicitados requirió un tiempo considerable dentro de la duración total de la entrevista. A pesar de ello, la elicitación

en formato probabilístico permite establecer todos los posibles escenarios para una variable en particular y, de esta manera, incrementar la certidumbre en los valores finales (i.e. probabilidad *a posteriori*) obtenidos.

Los dos análisis de sensibilidad aquí utilizados con el objetivo de validar los modelos cuantitativos obtenidos destacaron aspectos importantes no sólo de los modelos cuantitativos sino también de la metodología de Redes Bayesianas. El análisis OAT ofreció un panorama general de lo que ocurre en los modelos cuantitativos; es decir, destacó aquellas variables de entrada que funcionan como las mayores moduladoras de cada una de las variables respuesta presente en cada modelo. De esta manera, la magnitud en la que las variables de entrada afectan a la variable respuesta no es la misma (Figuras 3.6 a 3.9). A partir de los resultados obtenidos en el panel A1 de las Figuras 3.6 a 3.9, se observó que tanto variables ambientales como productivas influenciaron directamente a la variable respuesta de cada modelo (Tabla 3.4). Estos resultados cuantitativos concuerdan con aquellos obtenidos durante el capítulo anterior (Capítulo 2), en donde se destacaba que tanto las variables ambientales como productivas juegan un papel importante en la provisión de servicios de los ecosistemas por parte de los agroecosistemas pampeanos. Estos resultados contradicen, como también se explicó anteriormente (Capítulo 2 – *Sección 2.4. Discusión*), la afirmación de que las prácticas agrícolas (i.e. manejo agrícola) son las principales moduladoras de los cambios en un sistema (Dale y Polasky 2007; Swinton et al. 2007; Zhang et al. 2007; Power 2010) y, por lo tanto, en la provisión de servicios de los ecosistemas.

El orden de las restantes variables de entrada obtenidas a partir del análisis OAT (ver Tabla 3.4 y Figuras 3.6 a 3.9) no implica que no sean buenas moduladoras de cada variable respuesta, sino que puede haber dos causas asociadas a esta respuesta. Por un lado, la posible dilución del impacto de esta variable de entrada sobre la variable respuesta; es decir, la variable de entrada en cuestión se encuentra alejada de la variable respuesta y el cambio que puede generar en la misma se va perdiendo o diluyendo a medida que se van sumando otras variables al modelo. Por otro lado, los posibles pesos relativos dados a cada variable, no determinados de manera cuantitativa, por cada experto durante el proceso de elicitación. Por ejemplo, los expertos determinaron implícitamente que la variable Temperatura era la mayor moduladora de la variable Tasa de mineralización en Región Pampeana en comparación con la variable Precipitaciones (contrario a lo que ocurre, por ejemplo, en Patagonia), por lo cual se inclinaron sobre esta condición a la hora de parametrizar los escenarios de la variable elicitada (e.g. Tasa de mineralización) (ver Tabla 1 en Anexo 4). De esta manera, existen variables de entrada que tienen una relativa mayor influencia sobre las restantes, lo que hace que sus cambios se traduzcan en las subsiguientes variables (y probabilidades) presentes en cada modelo.

Los resultados del segundo análisis de sensibilidad son complementarios a aquellos obtenidos con el análisis OAT. La interpretación de los resultados de un análisis *Multiway* se torna dificultosa y compleja a medida que aumentan las variables de entrada involucradas (Taylor 2009). Por ello, fue necesaria la complementación de este análisis de sensibilidad junto con OAT. La generación de escenarios hipotéticos demostró que los modelos desarrollados son sensibles a los cambios contrastantes en las variables de entrada (Figura 3.10). El único modelo que no presentó cambios sustanciales en sus estados a lo largo de los cuatro escenarios hipotéticos fue el modelo de Balance de C del suelo, mientras que los restantes tres modelos presentaron variaciones en las probabilidades de los estados de su variable respuesta. Una particularidad de los escenarios hipotéticos generados es que los estados de cada variable de entrada se variaron hacia un mismo estado en particular (e.g. todas las

variables en su estado Alto con una probabilidad de 100%); de esta manera, es posible que los efectos de las variables de entrada sobre la variable respuesta se hayan contrarrestado (i.e. efectos contrarios de distintas variables se compensan). En el modelo de Balance de C del suelo, por ejemplo, durante el EH 1 todas las variables de entrada se encontraron en su estado Alto al 100% por lo que las variables Temperatura, Precipitaciones y Rendimiento del cultivo determinaron un aumento en el Contenido de C en suelo, mientras que la variable Erosión del suelo determinó una disminución en el mismo. Así, las entradas y salidas determinantes del Contenido de C en suelo actuaron en la misma magnitud. La desventaja principal de este tipo de análisis de sensibilidad radica en que al ser escenarios hipotéticos no es posible conocer a ciencia cierta cuál debiera ser el resultado esperado para cada variable respuesta.

La generación de un escenario deseable y un escenario no deseable permitió observar la respuesta de cada uno de los modelos desarrollados frente a escenarios plausibles de ser reales (Tabla 3.2). En este caso, el modelo de Balance de C del suelo presentó probabilidades contrastantes entre ambos escenarios; es decir, el escenario deseable determinó un Alto Contenido de C en suelo, mientras que en el escenario no deseable se obtuvo un Bajo Contenido de C en suelo. Una respuesta similar se halló en las variables respuesta Desnitrificación y Concentración de NO_3 en agua subterránea, aunque con valores de probabilidad más contrastantes. En el caso de N disponible en suelo, no hubo una respuesta tan clara sino que el estado Medio de esta variable respuesta prevaleció durante el escenario deseable. Estos resultados evidenciaron, por un lado, que las probabilidades de los estados de las variables respuesta bajo escenarios plausibles fueron en el sentido de lo esperado (Figura 3.11), así como la certeza de que los modelos reflejan (en la variable respuesta) los cambios realizados en las variables de entrada. Por otro lado, son un adelanto de los posibles resultados a obtener durante el Capítulo 4 si los escenarios tuvieran características similares a aquellos generados artificialmente (i.e. escenario deseable vs no deseable).

La utilización de conocimiento experto en el análisis del funcionamiento de los agroecosistemas pampeanos abre la posibilidad de que la comunidad científica pueda complementar la constante generación de nueva información cuantitativa a través de, por ejemplo, la experimentación con el objetivo de parametrizar modelos. Como se mencionara previamente (Capítulo 1), el conocimiento experto permite manejar parcialmente la presencia de incertidumbre al momento de la modelización de los ecosistemas (Cornelissen et al. 2003) pero, a su vez, trae aparejada la subjetividad en la información obtenida. Una posible solución a este inconveniente es la utilización de un panel de expertos, como se hizo en esta tesis, con el fin de reducir el posible sesgo en la información obtenida. La calidad de este conocimiento experto debe ser lo suficientemente confiable como para que la comunidad científica decida utilizarlo en análisis posteriores. En este caso, los expertos auto-evaluaron su experticia con un valor (promedio) mayor a 6,5 para los cuatro modelos evaluados y una variabilidad que no superó el 40%. Este nivel de conocimiento podría considerarse apropiado (Krayen von Kraus et al. 2004) y, por ende, factible de reemplazar datos cuantitativos provenientes de otras fuentes (e.g. experimentación, resultados de meta-análisis).

3.5. CONCLUSIONES

La incertidumbre es un aspecto inherente a la cuantificación de la provisión de servicios de los ecosistemas (Costanza 2010), y ésta debería ser incorporada en las decisiones de manejo como parte fundamental de los procesos presentes en los

agroecosistemas (Chapin et al. 2002). En esta tesis, la incertidumbre asociada a la modelización de ecosistemas fue parcialmente resuelta mediante la aplicación de la metodología probabilística de Redes Bayesianas. Asimismo, se profundizó en la validación de esta metodología mediante dos tipos de análisis de sensibilidad (i.e. “*One-at-a-time sensitivity analysis*” y “*Multiway sensitivity analysis*”). Por un lado, estos análisis de sensibilidad destacaron a aquellas variables de entrada que influenciaron, en mayor medida, a la variable respuesta de cada uno de los cuatro modelos seleccionados (i.e. Balance de C del suelo, Balance de N del suelo, Control de emisión de N_2O , y Control de contaminación del agua subterránea). Por otro lado, demostraron que los modelos cuantitativos desarrollados son capaces de asimilar en la variable respuesta cada uno de los cambios propuestos en las variables de entrada. Finalmente, la calidad del conocimiento experto reveló que existe un elevado conocimiento (i.e. mayor a 6,5 en todos los casos) sobre la información cuantitativa incorporada a las tablas de probabilidad condicional de cada uno de los modelos bayesianos, con una variabilidad promedio menor al 30%.

CAPÍTULO 4

ESTIMACIÓN DE LA PROVISIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS EN TRES AGROECOSISTEMAS PAMPEANOS*

*Parte del contenido de este capítulo se encuentra en un manuscrito en preparación para ser enviado a *Environmental Modelling & Software*: Rositano, F.; Piñeiro, G.; Bert, F.E. and Ferraro, D.O. Sensitivity analyses in Bayesian Networks: What are they saying us? Parte del contenido de este capítulo se encuentra en un manuscrito en preparación para ser enviado a *Agriculture, Ecosystems & Environment*: Rositano, F.; Piñeiro, G.; Bert, F.E. and Ferraro, D.O. Which are the management factors determining the provision of ecosystem services in the Pampa region (Argentina)?

4.1. INTRODUCCIÓN

Las métricas más comunes para evaluar el funcionamiento de los agroecosistemas son el rendimiento y la rentabilidad en el corto plazo (Schipanski et al. 2014). En la actualidad, existe un creciente interés entre productores, decisores políticos y la sociedad no sólo en establecer agroecosistemas que provean beneficios más allá de la maximización del rendimiento de los cultivos sino también en conocer (y reducir) los impactos ambientales de la producción agropecuaria (Boody et al. 2005; Bennett y Balvanera 2007). El concepto de servicios de los ecosistemas se ha convertido en un concepto fundamental en la evaluación de los recursos naturales y del impacto ambiental, como medio esencial para conectar el bienestar humano con la degradación y la sobre-explotación de los ecosistemas y de los recursos naturales (Fisher y Turner 2008; Burkhard et al. 2010). Si bien existe una amplia bibliografía sobre servicios de los ecosistemas (ver Figura 1.2 del Capítulo 1), su cuantificación es considerada un problema básico debido a que su provisión varía considerablemente como resultado del cambio de uso/cobertura de la tierra y de condiciones sitio-específicas (i.e. clima, suelo, topografía, prácticas de manejo agrícola, y tiempo calendario) (Daily y Matson 2008; de Groot et al. 2010). Por lo tanto, la profundización en este aspecto merece un capítulo aparte.

En los agroecosistemas argentinos, la superficie dedicada a la producción de cultivos anuales se ha expandido a una tasa media anual superior a 0,27% durante el período 1988 – 2002 (Orúe et al. 2007). En Región Pampeana, particularmente, los cultivos anuales avanzaron sobre vegetación natural y, en mayor medida, sobre cultivos perennes (i.e. pasturas compuestas por alfalfa y otras especies forrajeras) (Paruolo et al. 2005). Además de la extensión de la frontera agropecuaria, otros procesos como la implementación de distintas prácticas de manejo, la introducción de cultivos genéticamente modificados y el aumento en el uso de insumos en el proceso productivo han generado una serie de cambios en los agroecosistemas (Pengue 2001; Satorre 2005). Algunos trabajos sugieren que tales modificaciones (y sus consecuentes impactos ambientales) parecieran ser de baja significación en los agroecosistemas pampeanos, considerados de menor valor ecológico (debido a que es la zona del país con mayor cantidad de superficie destinada a la producción agrícola y ganadera, además de estar altamente urbanizada), en comparación con ecosistemas más frágiles pero de mayor valor ecológico (i.e. humedales, esteros, yungas) (Carreño y Viglizzo 2007). El impacto hace directa referencia a la provisión de servicios de los ecosistemas, y no únicamente a la producción y rentabilidad de los ecosistemas en cuestión. Ante dichos cambios producidos en toda la región agropecuaria del país, es necesario constatar que los cambios en la provisión de servicios de los ecosistemas, como consecuencia de las modificaciones previamente mencionadas, sean realmente de baja significación.

Basado en estos antecedentes, se estimó la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en tres agroecosistemas pampeanos con características agro-ecológicas diferentes. Estos cuatro servicios (i.e. Balance de C del suelo, Balance de N del suelo, Control de emisión de N_2O , y Control de contaminación del agua subterránea) fueron producto de un proceso lógico que comenzó con la decisión de utilizar, en esta tesis, la clasificación del MEA (2005) para categorizar los servicios provistos por los agroecosistemas pampeanos (ver Capítulo 2) hasta la selección final de aquellos servicios que iban a ser parametrizados (ver Capítulo 3) y cuantificados con el objetivo de estimar su nivel de provisión en Región Pampeana (este Capítulo 4).

Este capítulo se dividió en dos secciones. En la primera sección, se concluyó con la validación de los cuatro modelos cuantitativos desarrollados durante el Capítulo 3 a

partir de dos análisis de sensibilidad dependientes de la información cuantitativa a incorporar en cada una de las variables de entrada. El primero de ellos es ampliamente utilizado en la bibliografía directamente relacionada con la metodología de Redes Bayesianas; mientras que el segundo es una aproximación simple, aunque novedosa, que aún no se ha llevado a cabo en este tipo de estudios. Estos resultados, finalmente, fueron comparados con aquellos obtenidos mediante los análisis de sensibilidad llevados a cabo en el Capítulo 3. En la segunda sección, se estimó, efectivamente, la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en agroecosistemas pampeanos. En base a ello, los objetivos específicos de este capítulo fueron:

(1) identificar las variables de entrada (i.e. variables ambientales y productivas) presentes en los modelos cuantitativos que contribuyen en mayor medida con la provisión de servicios de los ecosistemas;

(2) identificar la influencia de modificaciones en los rangos de los estados de las variables de entrada sobre los valores a obtener de provisión de servicios de los ecosistemas; y

(3) estimar el nivel de provisión de cuatro servicios de los ecosistemas seleccionados en tres agroecosistemas pampeanos con diferentes características agro-ecológicas.

En relación a este tercer objetivo específico, se planteó una hipótesis junto con sus correspondientes predicciones considerando, únicamente, a los cuatro servicios de los ecosistemas bajo estudio (i.e. Balance de C del suelo, Balance de N del suelo, Control de emisión de N_2O , y Control de contaminación del agua subterránea). A continuación, se presentan la hipótesis y las predicciones a ella relacionadas:

Hipótesis:

La provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos está condicionada por cuatro factores: 1) la zona agrícola en la cual se lleve a cabo el análisis, 2) el uso actual del suelo (i.e. cultivo), 3) los años bajo agricultura continua (i.e. historia agrícola) del sitio analizado, y 4) el cultivo antecesor al uso actual del suelo.

Predicciones:

1) Las zonas que se han incorporado en los últimos años al paisaje agrícola actual como resultado de la expansión de la frontera agropecuaria, cuyas características agro-ecológicas (e.g. clima, suelo) presentan mayores limitantes para la producción agrícola, son menores proveedoras de servicios de los ecosistemas.

2) Los lotes sembrados con soja son menores proveedores de servicios de los ecosistemas en comparación con lotes sembrados con trigo y maíz.

3) Los lotes con menor historia agrícola (i.e. años bajo agricultura continua) son mayores proveedores de servicios de los ecosistemas en relación a lotes con mayor historia agrícola.

4) Los principales cultivos agrícolas (i.e. trigo, maíz y soja), funcionando como cultivos antecesores, son menores proveedores de servicios de los ecosistemas en comparación con un pastizal natural. El cultivo de soja, particularmente, es un menor proveedor de servicios de los ecosistemas en comparación con los cereales.

4.2. MATERIALES Y MÉTODOS

4.2.1. Sitio de estudio

Los cuatro modelos cuantitativos (i.e. Balance de C del suelo, Balance de N del suelo, Control de emisión de N_2O , y Control de contaminación del agua subterránea) se aplicaron a tres zonas de estudio con el fin de estimar de manera comparativa la provisión de estos servicios de los ecosistemas. La información productiva y ambiental para obtener dicha estimación provino de tres agroecosistemas pampeanos situados en: 1) Norte de Córdoba, 2) Centro de Buenos Aires, y 3) Litoral Sur (Figura 4.1). Los nombres dados a estos tres agroecosistemas son aquellos correspondientes a las zonas CREA (Consortios Regionales de Experimentación Agrícola) de las cuales se obtuvo la información productiva. A continuación, se describen brevemente cada una de las tres zonas agrícolas seleccionadas. En la Tabla 4.1, se muestran también propiedades biofísicas características de cada una de ellas.

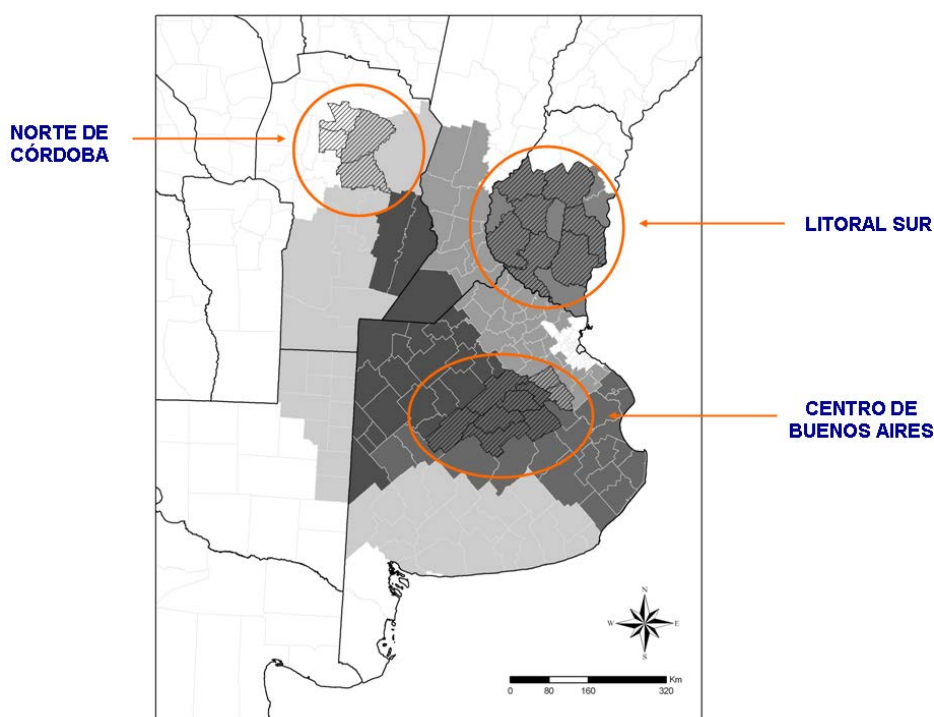


Figura 4.1: Agroecosistemas pampeanos seleccionados para estimar la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas. Los distintos tonos de gris corresponden a cada una de las sub-regiones pampeanas previamente nombradas en la Figura 1.5 del Capítulo 1. Los departamentos/partidos delineados y rayados son aquellos de los cuales se obtuvo la información productiva y ambiental (ver *Sección 4.2.2. Datos de simulación*) con el objetivo de estimar la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas.

El agroecosistema denominado Norte de Córdoba (NC) está localizado en la región transicional entre la Pampa Semiárida y la Región Chaqueña (Figura 4.1). En esta zona, las características ambientales corresponden a la Pampa Semiárida; mientras que las características de la vegetación, a la Región Chaqueña. Veinticinco años atrás, la actividad principal de este agroecosistema era la ganadería; sin embargo, la expansión agrícola y el cambio en las isohietas (i.e. promedio de precipitaciones alrededor de 750

mm) hicieron que esta zona se convirtiera en agrícola. Por esta razón, estos sistemas agrícolas son relativamente nuevos aunque sus condiciones sean limitantes para la producción agrícola. A pesar de que el uso potencial del suelo de esta zona se halla entre las clases marginales, el área agrícola de esta región es mayor al 56% (Cruzate et al. 2008a). Los departamentos bajo análisis en esta zona agrícola fueron: Río Primero, Río Segundo, Totoral, y Colón (Figura 4.1).

El agroecosistema denominado Centro de Buenos Aires (CBA) está localizado en las sub-regiones Pampa Deprimida y, en menor medida, Pampa Ondulada (Figura 4.1). La Pampa Deprimida es una extensa llanura que incluye al área denominada como Depresión del Salado. Desde fines del siglo XIX, los pastizales de esta sub-región pampeana han sido sub-divididos por alambrados y sometidos a un intenso pastoreo por ganado doméstico (Battista et al. 2005). Las limitantes para la agricultura en toda esta región están determinadas por la anegabilidad de sus tierras sumado a los problemas de alcalinidad y sodicidad superficial y sub-superficial (INTA - SAGYP 1990). Estas limitantes edáficas condicionan las actividades productivas llevadas a cabo en esta zona, determinando que la actividad ganadera sea la dominante y que, años atrás, la actividad agrícola fuera posible únicamente en lomadas aisladas (INTA - SAGYP 1990). En la actualidad, la agricultura se desarrolla tanto en áreas de medias lomas como de bajos. El índice de productividad¹ de las tierras de esta zona es bastante variable, rondando entre 40 y 69 con algunas pequeñas zonas con valores de entre 10 y 19 (INTA - SAGYP 1990). Los partidos bajo análisis en esta zona agrícola fueron: 25 de Mayo, Bolívar, Lobos, Roque Pérez, Saladillo, General Alvear, Tapalqué, Monte, y Las Flores (Figura 4.1).

El agroecosistema denominado Litoral Sur (LS) está localizado en la sub-región Pampa Mesopotámica (Figura 4.1). En sus comienzos, era una tradicional zona arrocería donde ahora se expande la soja gracias al sistema de siembra directa. La capacidad de uso de las tierras de esta zona se halla entre las clases II y IV (Atlas de Suelos de la República Argentina 1990); por lo tanto, su aptitud agrícola es considerada “potencialmente apta” a “muy apta” (Tasi y Bedendo 2008). Los departamentos bajo análisis en esta zona agrícola fueron: Paraná, Villaguay, Nogoyá, Uruguay, Victoria, Gualaguay, y Gualaguaychú (Figura 4.1).

Tabla 4.1: Propiedades biofísicas de los tres agroecosistemas pampeanos seleccionados con el objetivo de estimar su provisión de cuatro servicios de los ecosistemas. La caracterización aquí presentada representa el promedio o la clase más frecuente de los departamentos/partidos que conforman cada zona agrícola. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur. (Fuente: Cruzate et al. 2008a y 2008b; Panigatti et al. 2008)

Agroecosistema seleccionado	Orden de suelo	Superficie con uso agrícola (%)	Precipitación anual (mm)	Temperatura anual (°C)
NC	Molisol	71,0	850	17,5
CBA	Molisol	23,9	950	14,5
LS	Vertisol	35,5	1050	17,5

¹El índice de productividad es una estimación de la capacidad agrícola de las tierras. A mayor índice de productividad, mayor potencial productivo.

4.2.2. Datos de simulación

La cuantificación de las distribuciones de probabilidad marginal (DPMs) (ver Sección 3.2.2. *Descripción de la metodología probabilística de Redes Bayesianas*) se realizó a través de: 1) bases de datos productivas provenientes de la Asociación Argentina de Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola (AACREA), y 2) bases de datos ambientales provenientes del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Esta información proveniente de los registros de los productores y de dos organismos nacionales (información *a posteriori*) se utilizó como información *a priori* para esta instancia de la tesis (Low Choy et al. 2009) (ver Ecuación 3.1 y Figura 3.1 del Capítulo 3).

Los grupos CREA que brindaron información productiva para cada zona agrícola se encuentran en la Tabla 4.2. Las bases de datos productivas contenían información para diez campañas agrícolas (2000/2001 a 2009/2010) provenientes de lotes agrícolas de las tres zonas agrícolas bajo estudio. Estos lotes agrícolas se encontraban bajo los escenarios más frecuentes de uso del suelo: trigo, maíz, y soja. En términos generales, las bases de datos productivas estuvieron conformadas por las siguientes variables: Grupo CREA, Campo, Lote, Superficie del lote, Cultivo antecesor, Años de agricultura, Variedad del cultivo, Distanciamiento entre hileras, Fecha de siembra, Fecha de cosecha, Días de barbecho, $\text{NO}_3\text{-NH}_4$ en suelo, PO_4 en suelo, Sistema de labranza, Fumigaciones, Rendimiento, Fertilización nitrogenada, Fertilización fosforada, N total (fertilizante + suelo), P total (fertilizante + suelo), Riego. Por otro lado, los datos climáticos (i.e. precipitaciones, temperatura) y edáficos (i.e. erosión del suelo, textura del suelo) se obtuvieron para localidades correspondientes a cada zona agrícola (Tabla 4.3).

Tabla 4.2: Grupos CREA pertenecientes a cada zona agrícola que suministraron información productiva para estimar la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur; CREA = Consorcio Regional de Experimentación Agrícola.

Zona agrícola		
NC	CBA	LS
CREA Jesús María	CREA Roque Pérez – Saladillo	CREA General Galarza
CREA Montecristo	CREA Tapalqué II	CREA Gualaguaychú
CREA Pie de Sierras	CREA Lobos	CREA Larroque Gualaguay
CREA Río Primero	CREA 25 de Mayo	CREA Montoya
CREA Totoral	CREA Arroyo de Las Flores	CREA Victoria
--	CREA Monte	CREA Villaguay
--	--	CREA Nogoyá
--	--	CREA Concepción del Uruguay

Tabla 4.3: Localidades ubicadas en cada una de las tres zonas agrícolas de las cuales se obtuvo información climática y edáfica. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur.

Zona agrícola		
NC	CBA	LS
Salsipuedes	Tapalqué	Concepción del Uruguay
Piquillín	General Alvear	Gualectuaychú
Manfredi	Roque Pérez	Gualectuay
Oncativo	Bolívar	Victoria
Jesús María	25 de Mayo	Nogoyá
Montecristo	Lobos	Paraná
Villa del Totoral	Saladillo	Villaguay
Pilar	Las Flores	--

En la Tabla 4.4, se muestra la fuente de los datos para la posterior obtención de las DPMs para aquellas variables de entrada relacionadas con el clima y con el suelo. En el caso de las variables Precipitaciones y Temperatura, las probabilidades se armaron de acuerdo al año agrícola y a las fechas de siembra y cosecha de cada uno de los tres cultivos seleccionados. Es decir, se obtuvieron valores de probabilidad por cada año agrícola (2000/2001 a 2009/2010) y por cada cultivo (trigo, maíz y soja). En la zona NC, los meses de siembra promedio utilizados fueron los siguientes: 1) Soja: Noviembre, 2) Maíz: Octubre, y 3) Trigo: Mayo. En la zona CBA, los meses de siembra promedio utilizados fueron: 1) Soja: Noviembre, 2) Maíz: Octubre, y 3) Trigo: Junio. En la zona LS, los meses de siembra promedio utilizados fueron: 1) Soja: Noviembre, 2) Maíz: Septiembre, y 3) Trigo: Junio. En todos los casos, la fecha de cosecha considerada fue 6 meses posterior al mes de siembra. En el caso de las variables Erosión del suelo y Textura del suelo, las probabilidades se armaron para la zona agrícola en general sin considerar año agrícola o cultivo bajo estudio.

Tabla 4.4: Variables de entrada edáficas y climáticas que componen cada uno de los modelos cuantitativos, junto con la fuente de información a partir de la cual se determinaron sus distribuciones de probabilidad marginal para cada zona agrícola bajo estudio. Estas variables de entrada fueron presentadas previamente (i.e. descripción de cada una de ellas junto con sus estados y rangos correspondientes) en la Tabla 3.3 del Capítulo 3. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur; INTA = Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; SMN = Servicio Meteorológico Nacional.

Variable de entrada	Zona agrícola	Fuente de información
Erosión del suelo	NC	Irurtia, C.B. y Cruzate, G. Aplicación de la ecuación universal de predicción de pérdidas de suelo en la provincia de Buenos Aires. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
		Carta de suelos de la República Argentina (1987) – INTA
	CBA	Irurtia, C.B. y Cruzate, G. Aplicación de la ecuación universal de predicción de pérdidas de suelo en la provincia de Buenos Aires. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
	LS	Software “INTA EEA Paraná app (http://inta.gob.ar/documentos/herramienta-para-calculat-perdida-de-suelo-en-entre-rios-1)”

Tabla 4.4. Continuación		
Textura del suelo	NC	GEO – INTA (http://geointa.inta.gov.ar/visor/?p=model_suelos)
	CBA	
	LS	
Precipitaciones	NC	a) Red Termo-pluviométrica – Red de Información Agropecuaria Nacional – INTA b) Sistema Integrado de Información Agropecuaria (www.siiia.gov.ar) c) Boletín agro-climatológico – SMN
	CBA	
	LS	
Temperatura	NC	Boletín agro-climatológico – SMN
	CBA	
	LS	

4.2.3. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas

4.2.3.1. “Sensitivity to findings”

El análisis de sensibilidad mayormente utilizado en la metodología de Redes Bayesianas (RBs) es aquel incorporado en los software *Hugin* (Madsen et al. 2005) y *Netica* (Norsys Software Corp. 2009), denominado “*sensitivity to findings*” (Chen y Pollino 2012). Este análisis considera cómo la distribución *a posteriori* cambia bajo diferentes condiciones en las variables de entrada (o distribución *a priori*) (Pollino et al. 2007). Específicamente, el análisis “*sensitivity to findings*” debe llevarse a cabo con la RB previamente cuantificada ya que los resultados cambian en función de la información con la cual se generan las probabilidades de los nodos padre (i.e. variables de entrada); por lo tanto, este tipo de análisis se recalcula cada vez que se le incorpora nueva información cuantitativa al modelo (Norsys Software Corp. 2009). El proceso de “*sensitivity to findings*” puede ser cuantificado mediante dos tipos de indicadores o escalares a partir de los cuales es posible determinar el orden jerárquico de influencia de las variables de entrada sobre la variable respuesta del modelo (sin considerar, en este caso, cada uno de sus estados). Por un lado, está basado en la utilización de los valores de la información recíproca o *mutual information*; por otro lado, en la utilización de los valores obtenidos de la reducción de la entropía o *entropy reduction* (Woodberry et al. 2004). En ambos casos, se informa un único valor del escalar para cada una de las variables de entrada del modelo, y no un valor para cada estado de cada una de ellas.

La reducción de la entropía es comúnmente utilizada para evaluar la incertidumbre o aleatoriedad de una variable caracterizada por una distribución de probabilidad. La fórmula de la entropía (H) es la siguiente:

$$H(X) = - \sum_{x \in X} P(x) \log P(x) \quad (4.1)$$

donde X es una variable en particular, y P(x) es la distribución de probabilidad que caracteriza a esa variable. Este escalar está representado por un signo negativo en su fórmula; por lo cual, al momento de explicar sus resultados se evalúa la reducción de la entropía sobre la variable respuesta. La medida de entropía se puede pensar también como la cantidad media de información, pues es la esperanza de la cantidad de información que existe en el sistema (Abramson 1981; Das 2000).

La información recíproca es una medida de la magnitud con que un descubrimiento (probabilidad) en un nodo se espera que altere la probabilidad *a*

posteriori del nodo final del modelo (i.e. variable respuesta). La fórmula de la información recíproca (I) es la siguiente:

$$I(Q, F) = H(Q) - H(Q/F) \quad (4.2)$$

donde $H(Q)$ es la entropía de Q previo a un nuevo descubrimiento (probabilidad); Q es el nodo final (variable respuesta); y F es la variable que varía su probabilidad (variable de entrada). Esta medida demuestra el nivel esperado con que las probabilidades de Q y F divergen de aquella que sería si Q fuese independiente de Y (Woodberry et al. 2004). Si $I(Q, F)$ es igual a cero, Q y F son mutuamente independientes (Pollino et al. 2007).

En general, los trabajos que consideran esta metodología como análisis de sensibilidad utilizan ambos escalares de manera indistinta tanto en la sección de metodología como en la sección de resultados. En esta tesis, se decidió utilizar el segundo de los escalares (i.e. información recíproca) debido a que se quiso resaltar a aquellas variables de entrada que tuvieran una mayor o menor influencia sobre la variable respuesta (i.e. IPSE) de cada RB. Por último, dadas las particularidades de este análisis, se debió llevar a cabo un análisis “*sensitivity to findings*” para cada una de las tres zonas agrícolas bajo estudio. Para ello, tanto la información productiva como la información ambiental se incorporaron a cada una de las RBs de manera de obtener un único resultado que integre las diez campañas agrícolas y los tres sistemas de cultivo bajo estudio.

4.2.3.2. Modificación de los rangos de los estados de las variables de entrada presentes en las Redes Bayesianas

La discretización de las variables presentes en cada una de las RBs y la consiguiente determinación de los rangos de sus estados suele considerarse un aspecto problemático de esta metodología al estar directamente relacionado con la decisión (y subjetividad) del modelador (Marcot et al. 2006; Uusitalo 2007). La discretización debe considerar el número de estados en los que se “divide” a la variable en cuestión, el significado ecológico de cada uno de esos estados, e intentar garantizar que cada uno de ellos tenga una cantidad razonable de observaciones (Uusitalo 2007). La manera en que las variables son discretizadas puede modificar, significativamente, los resultados del modelo (Myllymäki et al. 2002). Por ello, la comparación de distintas discretizaciones de los estados de las variables de entrada de un modelo en particular permitiría constatar lo establecido por Myllymäki et al. (2002). Específicamente, esta comparación se comporta como un análisis de sensibilidad a cambios en un factor que puede generar variación en la variable respuesta. En este caso, al igual que ocurrió en “*sensitivity to findings*” (ver sección anterior), el análisis es dependiente de la información cuantitativa que se incorpore al modelo. La principal finalidad de este análisis consistió en evaluar si los valores de provisión de los cuatro servicios de los ecosistemas bajo estudio podrían haber sido distintos considerando la discretización utilizada.

En la Tabla 3.3 (ver Capítulo 3), se presentaron los estados y los rangos originales de las variables de entrada para los cuatro modelos parametrizados con la metodología de RBs. Con el objetivo de comparar los resultados obtenidos con la discretización original de las variables de entrada, se llevaron a cabo cuatro nuevas discretizaciones tomando como base esta discretización original. En primer lugar, la discretización original se modificó aumentando los rangos en un 20% y luego, en un 50%; en segundo lugar, se disminuyeron los rangos en un 20% y luego, en un 50%. Estas modificaciones se hicieron para cada una de las variables de entrada, exceptuando aquellas variables cualitativas ya que no presentaron rangos en sus estados.

Una vez modificados los rangos mediante estas cuatro opciones, cada uno de los modelos se cuantificó con información productiva y ambiental de la zona NC para las diez campañas agrícolas (i.e. 2000/20001 – 2009/2010) y los tres cultivos (i.e. maíz, trigo y soja). La información cuantitativa se incorporó al modelo de manera que no hubo diferenciación entre campañas agrícolas ni cultivos con el objetivo de obtener una amplia base de datos que explorara distintas condiciones tanto productivas como ambientales; de esta manera, se obtuvo un único valor para cada uno de los rangos de los estados de las distintas variables de entrada. En este análisis de sensibilidad se seleccionó únicamente una zona agrícola ya que sólo quería probarse si los cambios en los rangos de los estados de las variables de entrada generaban modificaciones en las probabilidades *a posteriori* de la variable respuesta.

4.2.4. Estimación de la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas

Una de las principales ventajas de las bases de datos con información productiva es la documentación de lo que realmente sucede en los agroecosistemas capturando, al mismo tiempo, un amplio rango de interacciones entre distintas variables (Lawes y Lawn 2005). Estas interacciones también son capturadas por los experimentos agrícolas pero en una escala menor. Sin embargo, la estructura de los datos es generalmente inadecuada si se desea analizarlos mediante técnicas estándar de análisis estadístico debido a inconvenientes relacionados con la transformación de datos, diseños desbalanceados, y la no linealidad de los mismos (Ferraro et al. 2009). Por estas razones, en este capítulo se propone una metodología analítica con el objetivo de explorar y entender los patrones que emergen de los resultados de la aplicación de las RBs para estimar la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en agroecosistemas pampeanos: los métodos multivariados. La estadística multivariada es utilizada para describir y analizar observaciones multidimensionales obtenidas al relevar información sobre varias variables para cada una de las unidades o casos en estudio (Kenkel et al. 2002).

En primer lugar, se evaluó la respuesta generada por las tres zonas agrícolas (i.e. NC, CBA y LS) (Objetivo 3 – Predicción 1) y los tres usos actuales del suelo (i.e. trigo, maíz y soja) (Objetivo 3 – Predicción 2) sobre la variable respuesta de cada modelo cuantitativo a partir de un análisis estadístico descriptivo. En segundo lugar, la estadística multivariada se utilizó con el objetivo de realizar dos análisis: 1) análisis de la influencia de la historia agrícola (i.e. años bajo agricultura continua de los lotes analizados) (Objetivo 3 – Predicción 3); y 2) análisis de la influencia del cultivo antecesor (en relación al uso agrícola actual del suelo) (Objetivo 3 – Predicción 4) sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas. Específicamente, se propone utilizar el análisis de agrupamiento ("*cluster analysis*"), y los árboles de clasificación y regresión ("*classification and regression trees*") (CART, por su sigla en inglés). A continuación, se detalla cada uno de los análisis y las metodologías utilizadas para llevarlos a cabo.

4.2.4.1. Análisis exploratorio de los datos

Las RBs se cuantificaron con la información productiva correspondiente a cada una de las campañas agrícolas (2000/2001 – 2009/2010) para cada zona agrícola y cada cultivo (i.e. uso actual del suelo). En este caso, se utilizó la estadística descriptiva

(específicamente, diagramas de caja) para mostrar los patrones emergentes de influencia de estos dos factores sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas. En el Anexo 5, se detalla la cantidad de lotes utilizados para cuantificar cada modelo cuantitativo para cada zona agrícola y cada cultivo diferenciando por campaña agrícola.

4.2.4.2. Análisis de la influencia de la historia agrícola y del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas

A diferencia de los efectos de zona agrícola y uso actual del suelo (i.e. cultivo), la influencia de la historia agrícola y del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas se analizaron mediante un análisis de agrupamiento (“*cluster analysis*”) y luego, se realizó un árbol de clasificación con los *clusters* obtenidos en primera instancia. Las bases de datos originales utilizadas son las mismas que para el análisis exploratorio de los datos (ver sección anterior), con la diferencia de que los datos se re-organizaron (con el consecuente re-cálculo de las probabilidades *a posteriori*) de manera de evaluar estos dos nuevos factores (i.e. historia agrícola y cultivo antecesor). Cabe destacar que los análisis se hicieron en base a las probabilidades obtenidas para aquellos estados de la variable respuesta con mayor relación con la sustentabilidad de los agroecosistemas: 1) *Alto* Contenido de C en suelo, 2) *Alto* N disponible en suelo, 3) *Baja* Concentración de NO₃ en agua subterránea, y 4) *Baja* Desnitrificación. A continuación, se describen los dos factores tomados en cuenta para estos análisis junto con el enfoque metodológico utilizado para ambos casos.

La influencia de la historia agrícola (i.e. años bajo agricultura continua) de los lotes se analizó únicamente para una de las tres zonas agrícolas seleccionadas, ya que las dos restantes no contaban con este tipo de información en sus bases de datos originales. Por esta razón, CBA fue la zona que pudo utilizarse para este tipo de análisis. Los lotes se dividieron en dos grupos contrastantes en cuanto a los años bajo agricultura continua. Por un lado, aquellos lotes con menos de 5 años de agricultura; por otro, aquellos lotes con más de 10 años de agricultura. Esta separación se hizo para aquellos lotes presentes en cada campaña agrícola. En la Tabla 4.5, se muestra la cantidad de lotes utilizados para el análisis en cada una de las dos condiciones.

Tabla 4.5: Cantidad de información productiva (i.e. cantidad de lotes) utilizada para la estimación de la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas a partir de lotes con distinta historia agrícola (menos de 5 años y más de 10 años bajo agricultura continua) para la zona Centro de Buenos Aires. La cantidad de lotes registrados corresponde a las diez campañas agrícolas.

Cultivo	Historia agrícola	Cantidad de lotes
Trigo	< de 5 años	378
	> de 10 años	308
Maíz	< de 5 años	329
	> de 10 años	262
Soja	< de 5 años	602
	> de 10 años	276

La influencia del cultivo antecesor al uso agrícola actual del suelo (i.e. trigo, maíz, y soja) se analizó para las tres zonas agrícolas bajo estudio. Los cultivos antecesores seleccionados para el análisis fueron los siguientes: 1) trigo, 2) maíz, 3) soja, y 4) pastizal natural. Los tres primeros son cultivos tradicionales en las zonas

agrícolas seleccionadas, mientras que el pastizal natural se seleccionó con el objetivo de analizar si existían cambios en la provisión de servicios con respecto a los restantes tres cultivos agrícolas. En la Tabla 4.6, se muestra la cantidad de lotes utilizados para cada una de las cuatro condiciones.

Tabla 4.6: Cantidad de información productiva (i.e. cantidad de lotes) utilizada para la estimación de la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas con distintos cultivos antecesores (maíz, trigo, soja y pastizal natural) en tres agroecosistemas pampeanos: 1) Norte de Córdoba, 2) Centro de Buenos Aires, y 3) Litoral Sur. La cantidad de lotes registrados corresponde a las diez campañas agrícolas bajo estudio. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur.

Zona agrícola	Uso actual del suelo	Cultivo antecesor	Cantidad de lotes
NC	Trigo	Maíz	521
		Soja	1840
		Pastizal natural	50
	Maíz	Maíz	89
		Trigo	359
		Soja	2636
		Pastizal natural	110
	Soja	Maíz	3345
		Trigo	1956
		Soja	2490
		Pastizal natural	77
CBA	Trigo	Maíz	633
		Soja	3048
	Maíz	Maíz	160
		Soja	461
		Pastizal natural	50
	Soja	Maíz	1368
		Trigo	2300
		Soja	2004
		Pastizal natural	1088
LS	Trigo	Maíz	83
		Soja	515
		Pastizal natural	60
	Maíz	Maíz	25
		Trigo	80
		Soja	1349
		Pastizal natural	130
	Soja	Maíz	1550
		Trigo	1600
		Soja	2249
		Pastizal natural	689

4.2.4.2.1. Análisis de agrupamiento (“*Cluster analysis*”)

El agrupamiento de objetos multivariados es frecuentemente utilizado como método exploratorio de datos con la finalidad de obtener mayor conocimiento sobre la estructura de las observaciones y/o variables en estudio. Las técnicas de clasificación basadas en agrupamientos implican la distribución de las unidades de estudio en clases o categorías de manera tal que cada clase (*cluster*, en inglés) reúne unidades cuya similitud es máxima bajo algún criterio (Catena et al. 2003). Es decir, los objetos en un mismo grupo comparten el mayor número permisible de características y los objetos en diferentes grupos tienden a ser distintos.

Con el objetivo de identificar grupos contrastantes, los datos para evaluar la influencia tanto de la historia agrícola como del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas fueron analizados mediante el análisis de agrupamiento denominado K-medias (o *K-means*, en inglés) (Jain y Dubes 1988). El algoritmo utilizado está basado en la estimación de la suma de cuadrados (Ferraro et al. 2009). Este método trata de obtener el conjunto de grupos especificado por el investigador de manera que al final del proceso iterativo de asignación y reasignación de objetos, cada uno sea miembro del grupo a cuyo centroide (i.e. vector que contiene las medias del grupo en cada una de las variables medidas) es más cercano (Catena et al. 2003). La distancia de cada sujeto a los centroides es la distancia euclídea². El error dentro de cada grupo es la suma de las distancias euclídeas de los objetos del grupo al centroide de su *cluster* (Catena et al. 2003). Los objetos que tienen una gran distancia respecto del centroide de su *cluster* pueden ser reasignados a otro *cluster*, si con ello se consigue reducir el error en el *cluster* al que son reasignados. En resumen, esta metodología agrupa objetos en *k* grupos haciendo máxima la variación entre *clusters* y minimizando la variación dentro de cada *cluster*. La tasa de error en la clasificación (*r*) (i.e. la proporción de errores realizados durante el procedimiento de clasificación de objetos en cada *cluster*) se utiliza para definir el número final de *clusters*. La tasa de error se calcula como la distancia promedio de los objetos presentes en la base de datos utilizada para el testeo a los centroides de cada *cluster* al que fueron asignados. El número de *clusters* a seleccionar se define cuando la tasa de error es menor al 5%.

4.2.4.2.2. Árboles de clasificación y regresión (CART)

La metodología de árboles de clasificación y regresión (CART) fue utilizada para separar los *clusters* determinados en la etapa anterior en nuevos sub-grupos con la mayor homogeneidad posible, así como para asignarle variables que fueran definiendo estos sub-grupos a lo largo de las distintas separaciones (i.e. ramificaciones) del árbol. Se denominan modelos de árbol porque el método original de presentar los resultados es en forma de árbol binario. Cuando la variable dependiente es continua, se conforman árboles de regresión; mientras que cuando dicha variable es categórica, se generan árboles de clasificación (De´ath y Fabricius 2000; Catena et al. 2003).

Básicamente, un árbol de clasificación particiona el espacio de todos los posibles objetos, comenzando con todos los objetos (en la raíz del árbol) y, sucesivamente, particionando el espacio en nodos en donde cada nodo es más seguro que sea asignado a

²La distancia euclídea entre dos puntos arbitrarios del espacio *p*-dimensional es la raíz cuadrada de la suma de *p* diferencias (al cuadrado) entre los valores asumidos por cada variable en el par de observaciones en cuestión (Balzarini et al. 2008).

uno de los *clusters* que el nodo del cual es separado (Breiman et al. 1984). Más específicamente, el grupo de objetos se separa en dos subgrupos a partir de una de las variables regresoras de manera tal que la heterogeneidad, a nivel de la variable dependiente, sea mínima de acuerdo a la medida de heterogeneidad seleccionada. Los dos sub-grupos (nodos) formados se separan nuevamente si: 1) hay suficiente heterogeneidad para producir una partición de observaciones, y/o 2) el tamaño del nodo es superior al mínimo establecido para continuar el algoritmo (Catena et al. 2003). Idealmente, el proceso de separación de nodos continúa hasta que cada nodo es puro (i.e. contiene un solo *cluster* de los objetos totales) o la ganancia de pureza de los nodos finales (i.e. nodos terminales) alcanza un cierto límite. En cada instancia de separación, el algoritmo analiza todas las variables regresoras y selecciona, para realizar la partición, aquella que permite conformar grupos más homogéneos dentro y más heterogéneos entre ellos. En este caso, el análisis CART fue utilizado para generar un límite con el cual diferenciar los nodos y encontrar una estructura de árbol que discrimine los *clusters* en los nodos terminales. Existen diferentes técnicas de poda del árbol con el objetivo de obtener su estructura final. En este caso, se utilizó la técnica 1-ES sugerida por Breiman et al. (1984), donde el mejor árbol es el árbol más pequeño (i.e. menor cantidad de nodos) siendo que su tasa estimada de error se encuentra dentro de un error estándar de la mínima (De'ath y Fabricius 2000).

La validación es un componente importante para evaluar el árbol obtenido y, por ello, Breiman et al. (1984) utilizaron la metodología conocida como validación cruzada. Esta metodología está basada en un valor v , número en el cual se va a dividir la base de datos para obtener las sub-muestras con las cuales testear el modelo o árbol obtenido. Considerando un valor $v = 10$, por ejemplo, la base de datos se divide en 10 sub-muestras de las cuales 9 sub-muestras se utilizan para calcular el árbol y la sub-muestra restante es contra la cual se testea el árbol desarrollado. En una segunda ronda, la base de datos se divide nuevamente en 10 sub-muestras. Como en el caso anterior, se utilizan 9 sub-muestras para calcular el árbol y la sub-muestra restante (distinta a la utilizada durante la primera ronda de validación), para testear dicho árbol. El procedimiento se repite $v-1$ veces.

En el caso de la evaluación de la historia agrícola sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas, las variables Cultivo e Historia agrícola fueron consideradas como variables categóricas; mientras que la variable Campaña agrícola, como variable continua. Para la validación cruzada, se utilizó un valor de $v = 4$; por lo tanto, la base de datos (56 casos³ en total) se dividió en cuatro sub-muestras (14 casos por sub-muestra) para construir y validar el árbol.

En el caso de la evaluación del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas, las variables Zona agrícola, Cultivo y Cultivo antecesor fueron consideradas como variables categóricas; mientras que la variable Campaña agrícola, como variable continua. Para la validación cruzada, se utilizó un valor de $v = 7$; por lo tanto, la base de datos (230 casos en total) se dividió en siete sub-muestras (32 casos por sub-muestra) para construir y validar el árbol.

En CART, el equivalente al R^2 de una regresión lineal es (1-*CV error*) (Breiman et al. 1984), que estima la “porción de la varianza explicada por el modelo” (Roel et al.

³Los casos son los “objetos” a los cuales se hacía referencia durante la *Sección 4.2.4.2.1. Análisis de agrupamiento (“Cluster analysis”)*. En el caso del análisis donde se involucra al factor Historia agrícola, los casos estuvieron conformados por la combinación de las variables Campaña agrícola, Cultivo e Historia agrícola. En el caso del análisis donde se involucra al factor Cultivo antecesor, los casos estuvieron conformados por la combinación de las variables Zona agrícola, Campaña agrícola, Cultivo y Cultivo antecesor.

2007). Finalmente, la metodología CART considera la importancia de las variables independientes, que son ordenadas jerárquicamente de manera descendente a su contribución a la construcción del árbol. Esta contribución no es necesariamente asociada a la posición relativa de la variable en la estructura del árbol (Ferraro et al. 2012). Tanto el análisis de *clusters* como el CART se realizaron con el software estadístico Statistica (StatSoft 2008).

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas

4.3.1.1. “Sensitivity to findings”

Las variables de entrada de cada modelo se ordenaron jerárquicamente de manera diferente en las tres zonas bajo estudio (Tabla 4.7). Las variables respuesta Contenido de C en suelo y N disponible en suelo presentaron a la variable de entrada Rendimiento del cultivo como aquella de mayor influencia en las tres zonas analizadas (Tabla 4.7 a y b). En el caso de la variable respuesta Desnitrificación, las variables de entrada Precipitaciones y Pérdidas de N fueron aquellas de mayor influencia dependiendo de la zona bajo análisis (Tabla 4.7 c). En el caso de la variable respuesta Concentración de NO_3 en agua subterránea, las variables de entrada Precipitaciones y Textura del suelo fueron aquellas de mayor influencia dependiendo de la zona analizada (Tabla 4.7 d).

En los tres sitios de estudio, la variable Rendimiento del cultivo tuvo la mayor influencia sobre la variable respuesta Contenido de C en suelo, aunque con distinto valor del escalar información recíproca (I) (Tabla 4.7 a). El valor de I fue mayor en NC (0,15329), seguido por LS (0,1487) y, por último, la zona CBA (0,10979). El orden en el ranking de las variables Temperatura, Erosión del suelo, y Precipitaciones varió entre las tres zonas bajo estudio, así como sus valores de I. La variable Temperatura se ubicó segunda en el ranking en la zona NC ($I = 0,01157$), tercera en la zona CBA ($I = 0,01112$), y cuarta en la zona LS ($I = 0,00396$). En NC, la variable Erosión del suelo tuvo un valor de $I = 0$; mientras que en CBA ($I = 0,02603$) y en LS ($I = 0,0133$) se ubicó segunda en el ranking. En el caso de la variable Precipitaciones, ésta se ubicó tercera en el ranking en las zonas NC ($I = 0,00175$) y LS ($I = 0,00768$); mientras que se ubicó cuarta en el ranking en la zona CBA ($I = 0,00142$).

En los tres sitios de estudio, la variable Rendimiento del cultivo tuvo la mayor influencia sobre la variable respuesta N disponible en suelo, aunque con distinto valor de I (Tabla 4.7 b). El valor de I fue mayor en LS (0,0332), seguido por NC (0,02856) y, por último, la zona CBA (0,02162). Las variables Pérdidas de N y Fertilización nitrogenada se ubicaron segunda y tercera en el ranking, respectivamente. En el caso de la variable Pérdidas de N, el valor de I fue mayor en CBA (0,01662), seguido de NC (0,01468) y, por último, la zona LS (0,01406). En el caso de la variable Fertilización nitrogenada, el valor de I fue mayor en CBA (0,00756), seguido de LS (0,0055) y, por último, la zona NC (0,00218). Las variables Precipitaciones y Temperatura variaron su orden en el ranking entre los tres sitios. La variable Precipitaciones se ubicó cuarta en el ranking en la zona LS ($I = 0,00148$), y quinta en las zonas NC ($I = 0,00025$) y CBA ($I = 0,0002$); mientras que la variable Temperatura se ubicó cuarta en el ranking en las zonas NC ($I = 0,00162$) y CBA ($I = 0,00161$), y quinta en la zona LS ($I = 0,00079$).

En las tres zonas de análisis, las variables Precipitaciones y Pérdidas de N tuvieron la mayor influencia sobre la variable respuesta Desnitrificación (Tabla 4.7 c). En el caso de la variable Precipitaciones, se ubicó primera en el ranking en las zonas CBA (I = 0,06548) y LS (I = 0,35887), y segunda en el ranking en la zona NC (I = 0,05433). En el caso de la variable Pérdidas de N, se ubicó primera en el ranking en la zona NC (I = 0,05449), y segunda en las zonas CBA (I = 0,04699) y LS (I = 0,02617). La variable Fertilización nitrogenada se ubicó tercera en el ranking en las tres zonas agrícolas, aunque con distintos valores de I (NC: 0,00045; CBA: 0,00269; LS: 0,00079). La variable Temperatura se ubicó cuarta en el ranking en las zonas NC (I = 0,00007) y CBA (I = 0,00009), y quinta en la zona LS (I = 0,00001). La variable Rendimiento del cultivo se ubicó cuarta en el ranking en la zona LS (I = 0,00002), y quinta en las zonas NC (I = 0,00003) y CBA (I = 0,00003). En NC, la variable Erosión del suelo tuvo un valor de I = 0; mientras que en las zonas CBA (I = 0,00003) y LS (I = 0,00001) se ubicó en quinta posición en el ranking.

En NC y LS, la variable Precipitaciones tuvo la mayor influencia sobre la variable respuesta Concentración de NO₃ en agua subterránea con valores de I iguales a 0,00521 y 0,04418, respectivamente; mientras que se ubicó segunda en el ranking en la zona CBA (I = 0,00915) (Tabla 4.7 d). En CBA, la variable Textura del suelo tuvo la mayor influencia sobre la variable Concentración de NO₃ en agua subterránea con un valor de I = 0,01992; mientras que en NC y LS tuvo un valor de I = 0. La variable Fertilización nitrogenada se ubicó segunda en el ranking en la zona LS (I = 0,00205); mientras que en NC (I = 0,00051) y en CBA (I = 0,00331) se ubicó en tercera posición en el ranking. En el caso de la variable Riego, se ubicó segunda en el ranking en la zona NC (I = 0,00156) y cuarta en la zona LS (I = 0,00027); mientras que en CBA tuvo un valor de I = 0. La variable Rendimiento del cultivo se ubicó tercera en el ranking en la zona LS (I = 0,00064), y cuarta en las zonas NC (I = 0,00009) y CBA (I = 0,00028). En el caso de la variable Temperatura, se ubicó en quinta posición en las zonas CBA y LS con el mismo valor de I (0,00001); mientras que en NC tuvo un valor de I = 0.

Tabla 4.7: Ranking de las variables de entrada como resultado del análisis “*sensitivity to findings*” para cada variable respuesta: a) Contenido de C en suelo, b) N disponible en suelo, c) Desnitrificación, y d) Concentración de NO₃ en agua subterránea. El ranking de variables de entrada se muestra para cada uno de los tres agroecosistemas pampeanos bajo estudio. Las variables se encuentran ordenadas jerárquicamente de acuerdo a su grado de influencia sobre la variable respuesta. Los valores entre paréntesis corresponden a los valores del escalar información recíproca (I). Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur; N = nitrógeno.

a) Contenido de C en suelo

Ranking de variables	Información recíproca (I)		
	NC	CBA	LS
1°	Rendimiento del cultivo (0,15329)	Rendimiento del cultivo (0,10979)	Rendimiento del cultivo (0,1487)
2°	Temperatura (0,01157)	Erosión del suelo (0,02603)	Erosión del suelo (0,0133)
3°	Precipitaciones (0,00175)	Temperatura (0,01112)	Precipitaciones (0,00768)
4°	Erosión del suelo (0)	Precipitaciones (0,00142)	Temperatura (0,00396)

b) N disponible en suelo

Ranking de variables	Información recíproca (I)		
	NC	CBA	LS
1°	Rendimiento del cultivo (0,02856)	Rendimiento del cultivo (0,02162)	Rendimiento del cultivo (0,0332)
2°	Pérdidas de N (0,01468)	Pérdidas de N (0,01662)	Pérdidas de N (0,01406)
3°	Fertilización nitrogenada (0,00218)	Fertilización nitrogenada (0,00756)	Fertilización nitrogenada (0,0055)
4°	Temperatura (0,00162)	Temperatura (0,00161)	Precipitaciones (0,00148)
5°	Precipitaciones (0,00025)	Precipitaciones (0,0002)	Temperatura (0,00079)

c) Desnitrificación

Ranking de variables	Información recíproca (I)		
	NC	CBA	LS
1°	Pérdidas de N (0,05449)	Precipitaciones (0,06548)	Precipitaciones (0,35887)
2°	Precipitaciones (0,05433)	Pérdidas de N (0,04699)	Pérdidas de N (0,02617)
3°	Fertilización nitrogenada (0,00045)	Fertilización nitrogenada (0,00269)	Fertilización nitrogenada (0,00079)
4°	Temperatura (0,00007)	Temperatura (0,00009)	Rendimiento del cultivo (0,00002)
5°	Rendimiento del cultivo (0,00003)	Rendimiento del cultivo / Erosión del suelo (0,00003)	Temperatura / Erosión del suelo (0,00001)
6°	Erosión del suelo (0)	--	--

d) Concentración de NO₃ en agua subterránea

Ranking de variables	Información recíproca (I)		
	NC	CBA	LS
1°	Precipitaciones (0,00521)	Textura del suelo (0,01992)	Precipitaciones (0,04418)
2°	Riego (0,00156)	Precipitaciones (0,00915)	Fertilización nitrogenada (0,00205)
3°	Fertilización nitrogenada (0,00051)	Fertilización nitrogenada (0,00331)	Rendimiento del cultivo (0,00064)
4°	Rendimiento del cultivo	Rendimiento del cultivo	Riego (0,00027)

	(0,00009)	(0,00028)	
5°	Temperatura / Textura del suelo (0)	Temperatura (0,00001)	Temperatura (0,00001)
6°	--	Riego (0)	Textura del suelo (0)

4.3.1.2. Modificación de los rangos de los estados de las variables de entrada presentes en las Redes Bayesianas

Las probabilidades obtenidas para los tres estados de cada variable respuesta no variaron con respecto a aquellas probabilidades obtenidas a partir de los rangos originales (Figura 4.2). Este tipo de tendencia no se observó en el escenario -50% para las variables respuesta Desnitrificación y Concentración de NO_3 en agua subterránea, donde se invirtió la preponderancia de los estados Alto y Bajo (Figura 4.2 C y D, respectivamente).

En el caso de la variable respuesta Contenido de C en suelo (Figura 4.2 A), las probabilidades de sus distintos estados no variaron en mayor medida en comparación con las probabilidades de los rangos originales. En los cinco casos, el Alto Contenido de C en suelo nunca fue menor a 50% variando entre 51% (rango a +50%) y 57% (rango a +20%). En el escenario -50%, se incrementó la probabilidad del estado Medio de la variable respuesta disminuyendo, de esta manera, la probabilidad del estado Bajo.

En el caso de la variable respuesta N disponible en suelo (Figura 4.2 B), el estado Medio fue aquel que tuvo las mayores probabilidades. En el escenario +50%, los estados Medio y Bajo fueron similares siendo el estado Bajo apenas mayor que el estado Medio (rango original: 43,1%; rango a +20%: 42,8%; rango a +50%: 41%; rango a -20%: 43,3%; y rango a -50%: 42%).

En el caso de las variables respuesta Desnitrificación (Figura 4.2 C) y Concentración de NO_3 en agua subterránea (Figura 4.2 D), el estado Bajo fue aquel que tuvo las mayores probabilidades en cuatro de los cinco escenarios. En el caso de la variable respuesta Concentración de NO_3 en agua subterránea, el estado Alto tuvo valores de probabilidad cercanos a los valores de probabilidad del estado Bajo en cuatro casos (i.e. rango original, rango a +20%, rango a +50%, y rango a -20%) (Figura 4.2 D). Esta situación no ocurrió en el caso de la variable respuesta Desnitrificación donde los valores de probabilidad de los estados Alto y Medio fueron similares, salvo en el rango a -50% (Figura 4.2 C). En ambas variables respuesta, en el rango a -50%, el estado Alto tuvo mayores probabilidades que el estado Bajo (Figuras 4.2 C y D).

Tabla 4.8: Descripción de la variación en los rangos de los estados de las variables de entrada presentes en las cuatro Redes Bayesianas. Las variables de entrada Riego y Textura del suelo poseen estados cualitativos, por lo cual permanecieron constantes en los cuatro escenarios y no se incorporaron en la tabla. Los rangos originales de las restantes variables de entrada se encuentran en la Tabla 3.3 (ver Capítulo 3).

Variable de entrada	Rangos a -50% del original	Rangos a -20% del original	Rangos a +20% del original	Rangos a +50% del original
Temperatura	Alta: >10°C Media: 7-10°C Baja: <7°C	Alta: >16°C Media: 11.2-16°C Baja: <11.2°C	Alta: >24°C Media: 16.8-24°C Baja: <16.8°C	Alta: >30°C Media: 21-30°C Baja: <21°C
Precipitaciones	Alta: >500 mm Media: 400-500 mm Baja: <400 mm	Alta: >800 mm Media: 640-800 mm Baja: <640 mm	Alta: >1200 mm Media: 960-1200 mm Baja: <960 mm	Alta: >1500 mm Media: 1200-1500 mm Baja: <1200 mm
Rendimiento del cultivo	Alto: >3000 kg/ha Medio: 1000-3000 kg/ha Bajo: <1000 kg/ha	Alto: >4800 kg/ha Medio: 1600-4800 kg/ha Bajo: <1600 kg/ha	Alto: >7200 kg/ha Medio: 2400-7200 kg/ha Bajo: <2400 kg/ha	Alto: >9000 kg/ha Medio: 3000-9000 kg/ha Bajo: <3000 kg/ha
Erosión del suelo	Alta: >4 tn/ha.año Media: 2-4 tn/ha.año Baja: <2 tn/ha.año	Alta: >6.4 tn/ha.año Media: 3.2-6.4 tn/ha.año Baja: <3.2 tn/ha.año	Alta: >9.6 tn/ha.año Media: 4.8-9.6 tn/ha.año Baja: <4.8 tn/ha.año	Alta: >12 tn/ha.año Media: 6-12 tn/ha.año Baja: <6 tn/ha.año
Fertilización nitrogenada	Alta: >75 kg N/ha Media: 55-75 kg N/ha Baja: <55 kg N/ha	Alta: >120 kg N/ha Media: 88-120 kg N/ha Baja: <88 kg N/ha	Alta: >180 kg N/ha Media: 132-180 kg N/ha Baja: <132 kg N/ha	Alta: >225 kg N/ha Media: 165-225 kg N/ha Baja: <165 kg N/ha
Pérdidas de nitrógeno	Alto: >4% del N aplicado Medio: 1.5-4% del N aplicado Bajo: <1.5% del N aplicado	Alto: >6.4% del N aplicado Medio: 2.4-6.4% del N aplicado Bajo: <2.4% del N aplicado	Alto: >9.6% del N aplicado Medio: 3.6-9.6% del N aplicado Bajo: <3.6% del N aplicado	Alto: >12% del N aplicado Medio: 4.5-12% del N aplicado Bajo: <4.5% del N aplicado

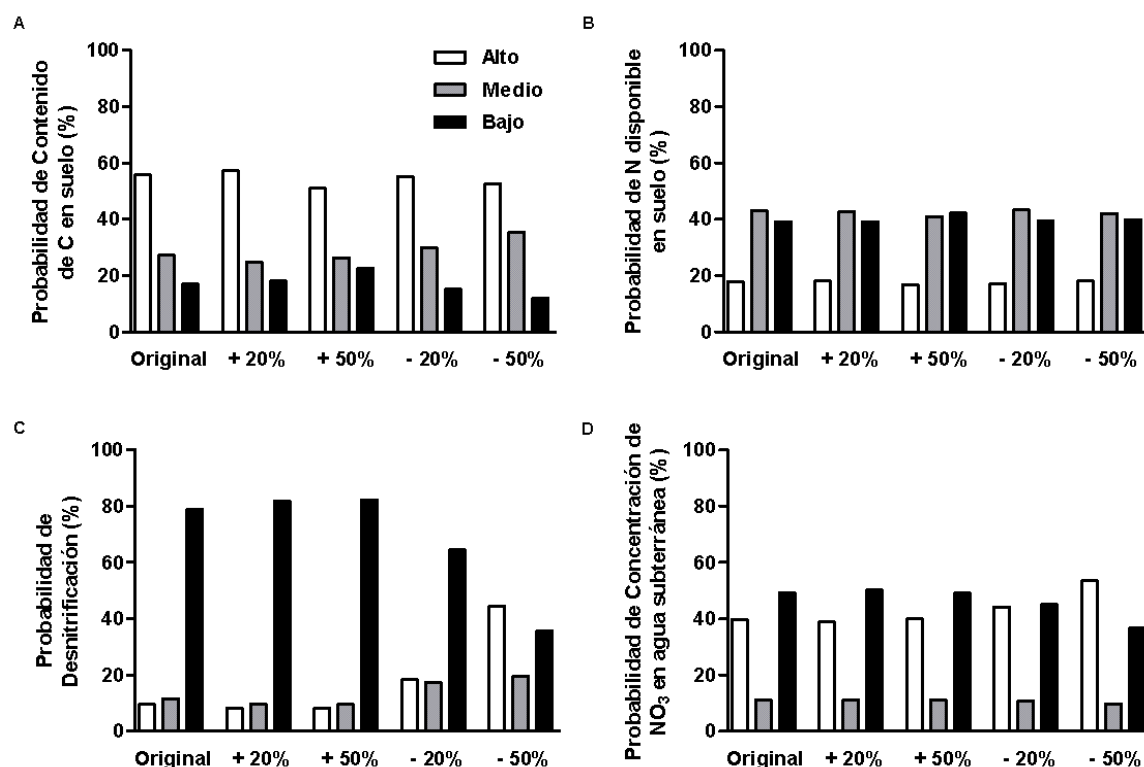


Figura 4.2: Respuesta probabilística de la variable respuesta de cada Red Bayesiana a la modificación de los rangos originales de los estados de las variables de entrada para la zona agrícola Norte de Córdoba. La comparación se realiza con respecto a los rangos originales y sus respectivos valores de probabilidad en cada una de las variables respuesta: A) Contenido de C en suelo, B) N disponible en suelo, C) Desnitrificación, y D) Concentración de NO₃ en agua subterránea.

4.3.2. Estimación de la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas

4.3.2.1. Análisis exploratorio de los datos

La provisión de cada servicio del ecosistema seleccionado presentó diferencias mínimas tanto entre zonas agrícolas (Figura 4.3) como entre usos actuales del suelo (i.e. cultivo) (Figura 4.4). Las diferencias en provisión se observaron entre servicios de los ecosistemas, siendo Balance de N del suelo aquel que presentó los menores valores de su variable respuesta (i.e. N disponible en suelo) (Figuras 4.3 y 4.4). En términos de obtener mayor legibilidad en los resultados, se muestran únicamente aquellos estados de la variable respuesta con mayor relación con la sustentabilidad de los agroecosistemas: 1) *Alto* Contenido de C en suelo, 2) *Alto* N disponible en suelo, 3) *Baja* Concentración de NO₃ en agua subterránea, y 4) *Baja* Desnitrificación.

En el caso de la variable respuesta *Alto* Contenido de C en suelo, las probabilidades encontradas fueron mayores en NC (Mediana = 54%) y en CBA (61%), en comparación con la zona LS (53%) (Figura 4.3 A). El cultivo de soja obtuvo los menores valores de probabilidad de esta variable respuesta (46%). Los cultivos de maíz y trigo presentaron valores mayores que el cultivo de soja (63% y 58%, respectivamente) (Figura 4.4 A).

En el caso de la variable respuesta *Alto* N disponible en suelo, las probabilidades halladas fueron menores en NC (17%) en comparación con CBA (20%) y LS (19%)

(Figura 4.3 B). El cultivo de soja, al igual que en la variable respuesta anterior, obtuvo los menores valores de probabilidad para Alto N disponible en suelo (16%) (Figura 4.4 B). Los cultivos de trigo y maíz presentaron valores mayores que el cultivo de soja, siendo en ambos casos de 20% (Figura 4.4 B).

En el caso de la variable respuesta Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, las probabilidades halladas para CBA (61%) y para LS (67%) fueron mayores en comparación con aquellas de NC (50%) (Figura 4.3 C). El cultivo de soja obtuvo los menores valores de probabilidad de esta variable respuesta (53%), en comparación con los cultivos de trigo (61%) y maíz (55%) (Figura 4.4 C).

En el caso de la variable respuesta Baja Desnitrificación, las probabilidades halladas para NC (83%), LS (87%) y CBA (83%) fueron similares (Figura 4.3 D). En la zona agrícola LS, se observó un caso con un valor de probabilidad de 7%. No se observaron diferencias en los valores de probabilidad hallados para los cultivos de trigo, maíz y soja, siendo en los tres casos de 83% (Figura 4.4 D). En maíz y soja, se observaron dos casos con valores de probabilidad de 5,5% y 7%, respectivamente.

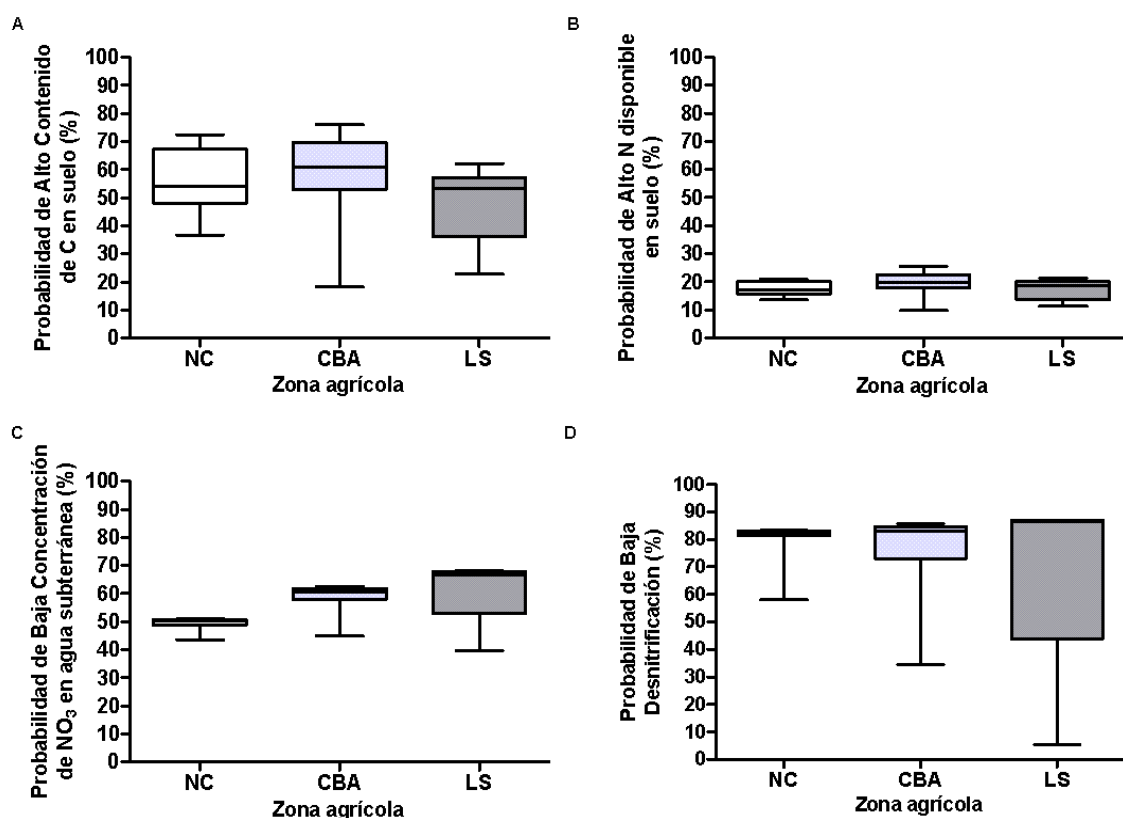


Figura 4.3: Respuesta probabilística de cada una de las cuatro variables respuesta en relación a las tres zonas agrícolas bajo estudio. Las variables respuesta de cada modelo son: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Las cajas representan los cuartiles Q1 (25% de los datos), Q2 o mediana (50% de los datos), y Q3 (75% de los datos) para cada zona, considerando las diez campañas agrícolas (2000/2001 – 2009/2010) y los tres cultivos (trigo, maíz y soja) bajo estudio. Los bigotes representan los valores Mínimo y Máximo de cada situación. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur.

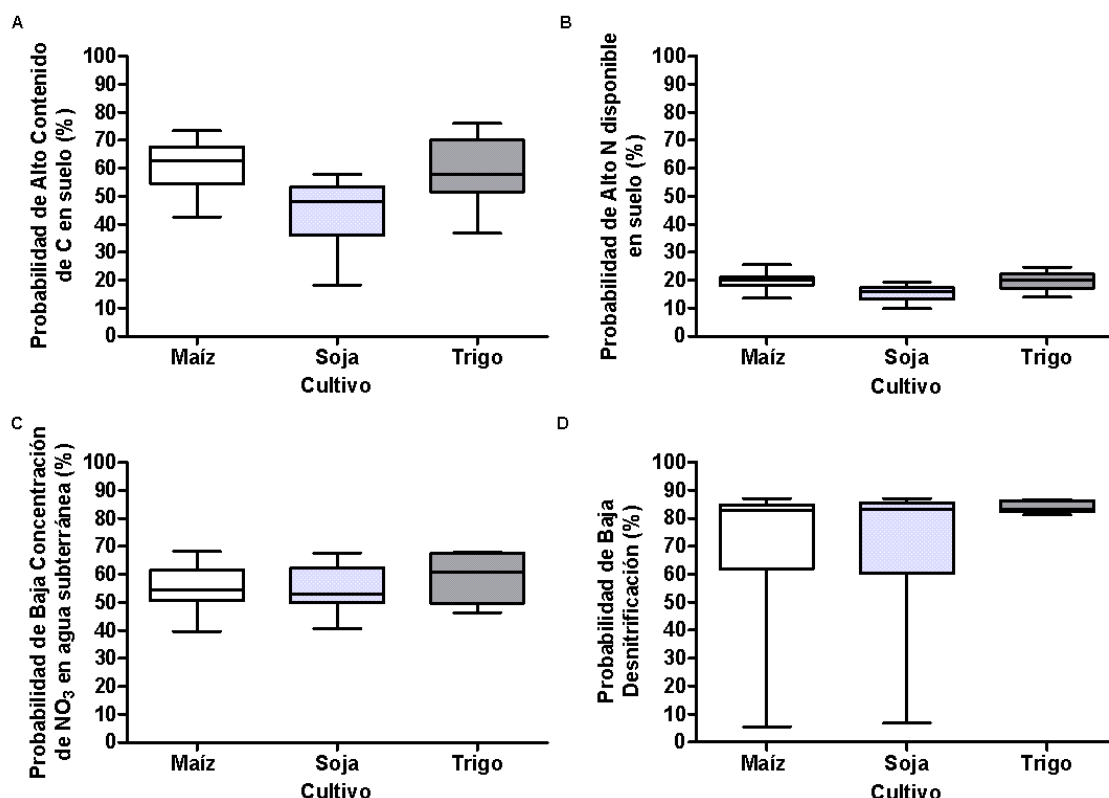


Figura 4.4: Respuesta probabilística de cada una de las cuatro variables respuesta en relación a los tres cultivos (i.e. uso agrícola actual del suelo) bajo estudio. Las variables respuesta de cada modelo son: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Las cajas representan los cuartiles Q1 (25% de los datos), Q2 o mediana (50% de los datos), y Q3 (75% de los datos) para cada cultivo, considerando las diez campañas agrícolas (2000/2001 – 2009/2010) y las tres zonas agrícolas (Norte de Córdoba, Centro de Buenos Aires, y Litoral Sur) bajo estudio. Los bigotes representan los valores Mínimo y Máximo de cada situación.

4.3.2.2. Análisis de la influencia de la historia agrícola sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas

La tasa de error en la clasificación (r) disminuyó hasta que la base de datos se dividió en $n = 8$ *clusters* individuales (Figura 4.5). Sin embargo, la tasa de error menor al 5% se alcanzó, en primera instancia, en $n = 5$ *clusters* individuales (Figura 4.5). Por esta razón, se seleccionaron 5 *clusters* para llevar a cabo los análisis subsiguientes.

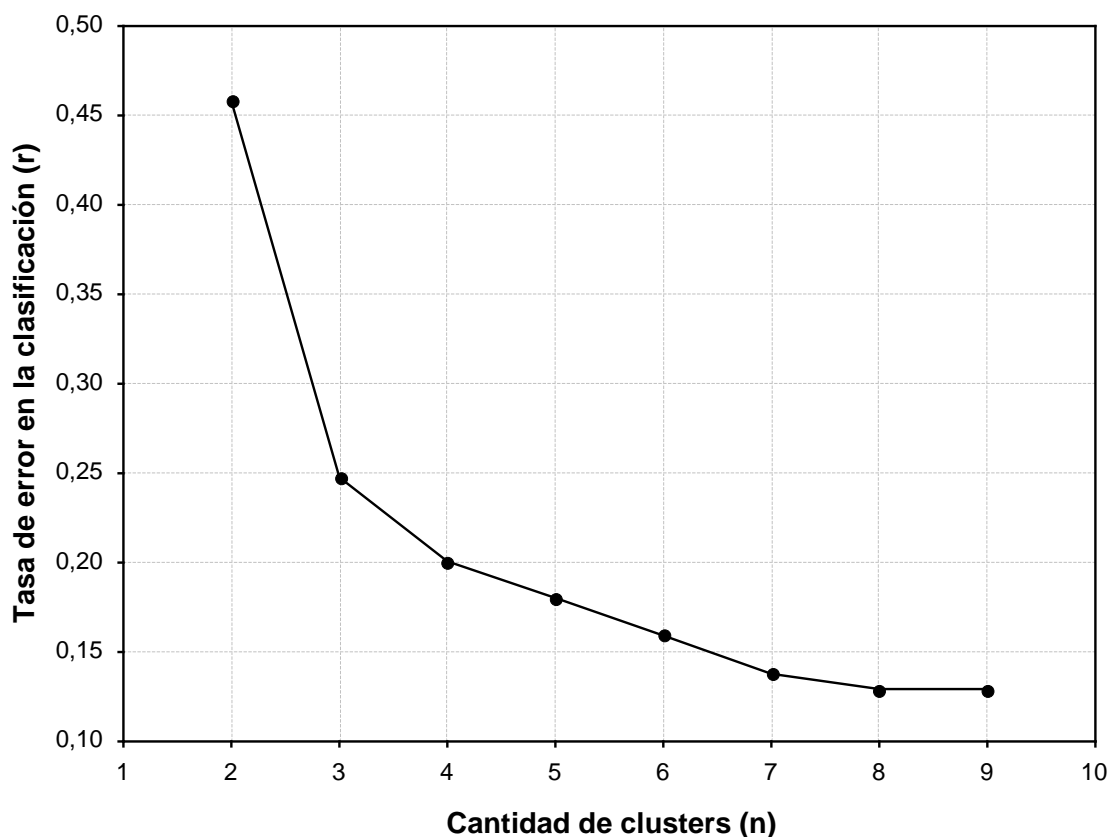


Figura 4.5: Tasa de error en la clasificación (r) de la base de datos correspondiente al análisis de la influencia de la historia agrícola sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en agroecosistemas pampeanos.

La configuración final de *clusters* mostró un *cluster* principal (CL 4) que contiene el 33,9% de los datos presentes en la base de datos (Figura 4.6). Este *cluster* presentó valores medios para las variables respuesta Alto Contenido de C en suelo y Alto N disponible en suelo, mientras que presentó los mayores valores para las variables respuesta Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea y Baja Desnitrificación. El segundo *cluster*, en términos de número de casos, fue el CL 5, conteniendo el 28,57% de los casos presentes en la base de datos (Figura 4.6). En este caso, las medias para las variables respuesta Alto Contenido de C en suelo y Alto N disponible en suelo fueron las mayores en comparación con los restantes cuatro *clusters*; mientras que en el caso de las variables respuesta Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea y Baja Desnitrificación no fueron las mayores medias ya que éstas se presentaron en el CL 4. El CL 1 presentó las menores medias para las variables Alto Contenido de C en suelo y Alto N disponible en suelo, siendo las medias para los dos restantes indicadores similares a aquellas obtenidas en el CL 5 (Figura 4.6). El CL 3 presentó valores medios para todas las variables respuesta (Figura 4.6). Finalmente, el CL 2 presentó las menores medias para las variables respuesta Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea y Baja Desnitrificación, no ocurriendo lo mismo para las dos variables respuesta restantes (Figura 4.6).

El *cluster* 2 estuvo conformado sólo por dos casos del total presente en la base de datos, correspondientes al cultivo de maíz. El primer caso estuvo asociado a una historia agrícola menor a 5 años con los siguientes valores probabilísticos: Alto Contenido de C en suelo = 58,6%, Alto N disponible en suelo = 17,4%, Baja

Concentración de NO_3 en agua subterránea = 45,8%, y Baja Desnitrificación = 35,5%. El segundo caso estuvo asociado a una historia agrícola mayor a 10 años con los siguientes valores: Alto Contenido de C en suelo = 57,7%, Alto N disponible en suelo = 18%, Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea = 44,4%, y Baja Desnitrificación = 34%.

El riesgo de construir un árbol de clasificación (etapa siguiente al establecimiento de la configuración de *clusters*) con pocos casos presentes en la base de datos (i.e. menor a 200 casos) radica en que los nodos terminales estarán representados por pocos casos, sin que esto necesariamente implique que se trata de casos *outlier*. Teniendo esto en cuenta, se probó la configuración con 4 *clusters* (resultados no mostrados); sin embargo, este *cluster* continuaba como tal siendo el CL 5 aquel que desaparecía ya que sus casos se unían a otro de los tres *clusters* restantes. Por lo tanto, se decidió continuar el análisis con la base de datos completa (i.e. 56 casos).

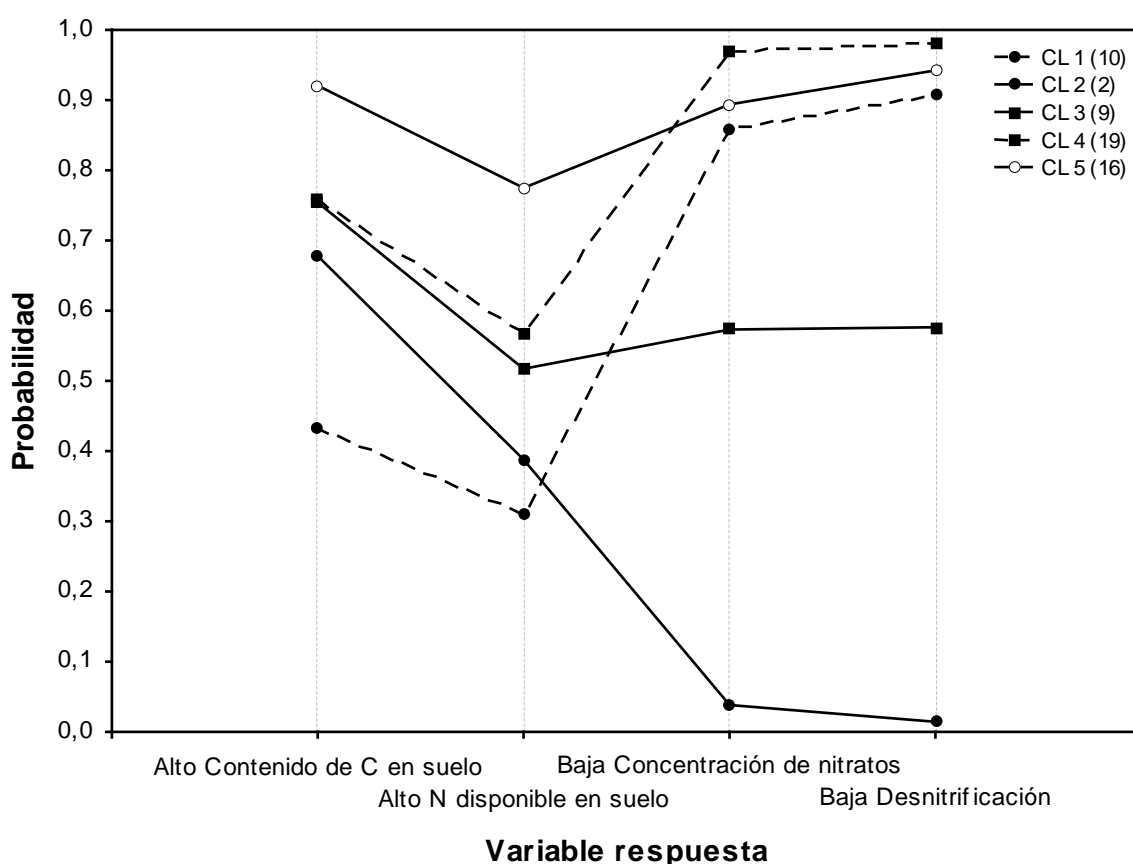


Figura 4.6: Valores medios de probabilidad de cada variable respuesta en cada uno de los cinco *clusters* obtenidos. Las variables respuesta de cada modelo son: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Los números entre paréntesis corresponden a la cantidad de casos presentes en cada *cluster*. Referencias: CL = *cluster*; Concentración de nitratos = Concentración de nitratos en agua subterránea.

El ANOVA presentado en la Tabla 4.9 indicó que el movimiento de casos (i.e. proceso iterativo de asignación y reasignación de casos a un *cluster* determinado) dentro y entre *clusters* fue significativo. Es decir, los *clusters* obtenidos estuvieron conformados por casos lo suficientemente diferentes entre *clusters*, y similares dentro de cada *cluster*.

Tabla 4.9: ANOVA para las variables respuesta de cada modelo cuantitativo. Las variables respuesta son: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Referencias: SCT = Suma de cuadrados de los tratamientos; gl = grados de libertad; SCE = Suma de cuadrados de los errores; F = estadístico F de Levene.

Variable respuesta	SCT	gl	SCE	gl	F	p-valor
Alto Contenido de C en suelo	217703,68	4	2213,85	51	1253,79	<0,0001
Alto N disponible en suelo	25037,30	4	170,49	51	1872,32	<0,0001
Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea	199095,54	4	88,39	51	28718,71	<0,0001
Baja Desnitrificación	351024,92	4	491,61	51	9103,81	<0,0001

En la Figura 4.7, se presenta el árbol de clasificación construido a partir de los *clusters* delimitados previamente, con un valor de $(1-CV\ error)$ igual a 0,5 (Figura 4.6). Cuatro de los 5 *clusters* fueron representados en los nodos terminales del árbol (Figura 4.7). El único *cluster* que no estuvo representado ni en los nodos padre ni en los nodos terminales fue el CL 2 (Figura 4.7), siendo aquel que sólo presentó 2 casos del total de la base de datos (Figura 4.6). La metodología CART comenzó dividiendo el nodo raíz (ID = 1) en dos subgrupos en base a la variable Cultivo (Figura 4.7). Por un lado, el cultivo de trigo (ID = 2) y, por otro lado, los cultivos de maíz y soja (ID = 3).

La sub-rama izquierda se dividió, a su vez, a partir de la variable Cultivo (Figura 4.7). Por un lado, el nodo representado por el cultivo de trigo (ID = 4) se separó y se obtuvieron dos nodos terminales a partir de la variable Campaña agrícola: 1) menor o igual a la campaña 2003/2004 (ID = 6), y 2) mayor a la campaña 2003/2004 (ID = 7). Estos dos nodos estuvieron representados por los *clusters* CL 4 y CL 5, respectivamente. Por otro lado, el nodo representado por los cultivos de maíz y soja (ID = 5) se separó y se obtuvieron dos nodos terminales a partir de la variable Campaña agrícola: 1) menor o igual a la campaña 2007/2008 (ID = 16), y 2) mayor a la campaña 2007/2008 (ID = 17). Estos dos nodos estuvieron representados por los *clusters* CL 4 y CL 1, respectivamente.

La sub-rama derecha se dividió en dos nodos terminales a partir de la variable Campaña agrícola: 1) menor o igual a la campaña 2002/2003 (ID = 24), y 2) mayor a la campaña 2002/2003 (ID = 25) (Figura 4.7). Estos dos nodos estuvieron representados por los *clusters* CL 3 y CL 5, respectivamente.

El patrón de importancia de las variables que explicaron la influencia de la historia agrícola sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en la zona agrícola CBA no tuvo a la variable Historia agrícola como aquella de mayor importancia (Figura 4.8). La variable Campaña agrícola fue el factor que contribuyó en mayor medida con la construcción del árbol de clasificación (Figura 4.8). La segunda en importancia fue Cultivo, seguida de Historia agrícola con un valor menor al 10% (i.e. este valor representa un porcentaje de lo que explica aquella variable que contribuyó en mayor medida con la construcción del árbol, y no del total de la variación) (Figura 4.8).

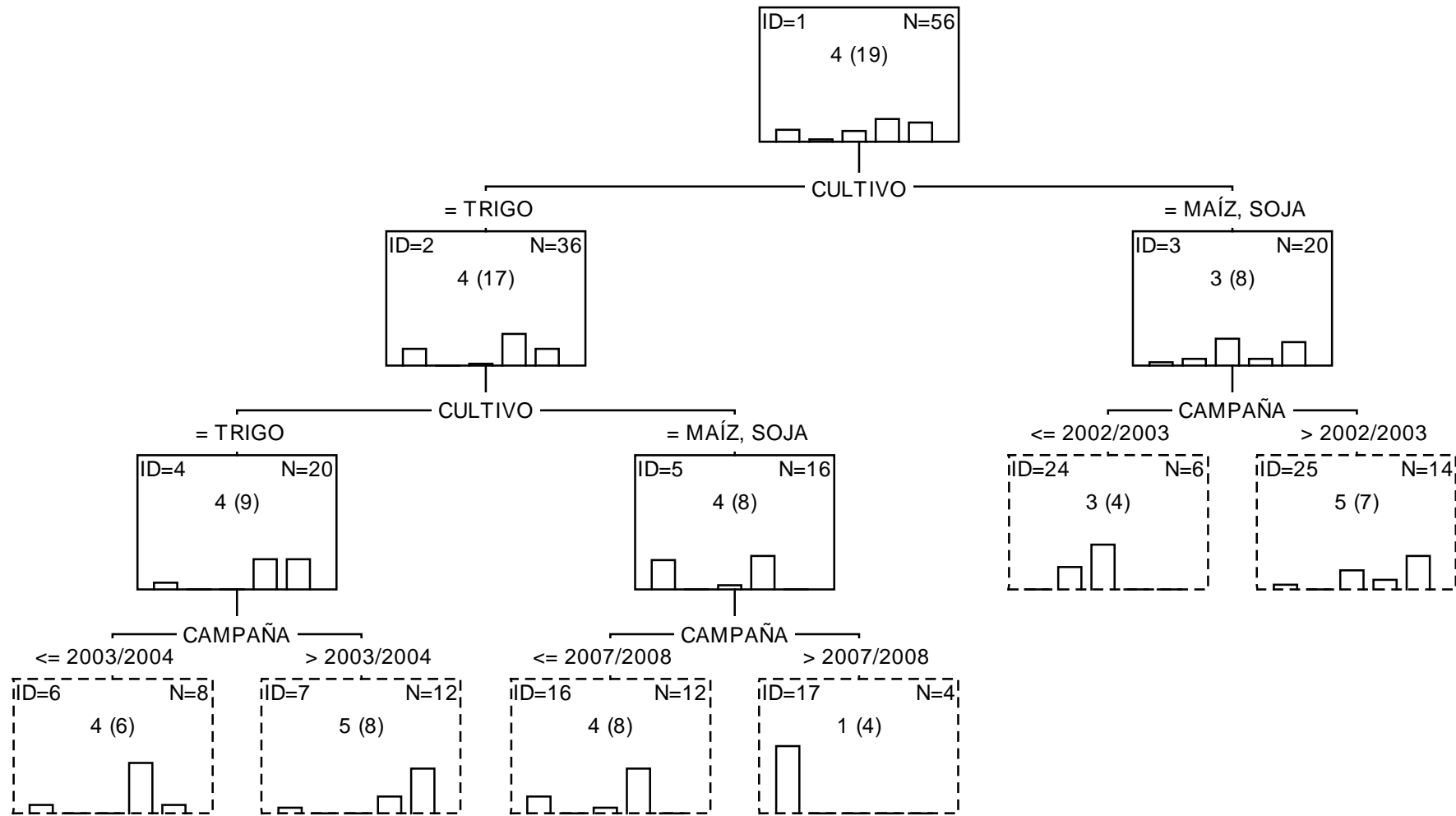


Figura 4.7: Árbol de clasificación de la influencia de la historia agrícola sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en agroecosistemas pampeanos, utilizando los *clusters* identificados mediante la metodología *K-means* representados en la Figura 4.6. N indica la cantidad de casos en ese nodo del árbol de clasificación. Los nodos con borde punteado corresponden a los nodos terminales. Las columnas dentro de cada nodo corresponden al histograma representando la distribución de *clusters*; y el número en el centro, el *cluster* más frecuente de ese nodo (con la cantidad de casos entre paréntesis).

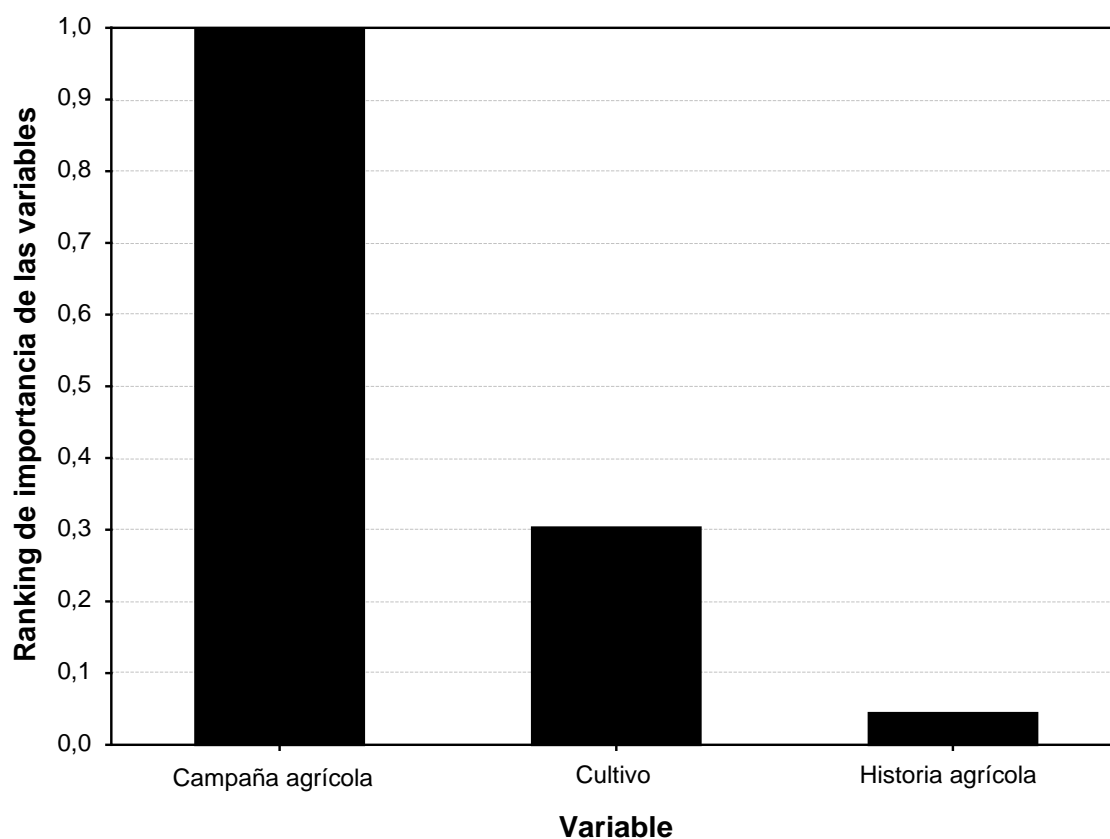


Figura 4.8: Ranking de importancia de las variables Campaña agrícola, Cultivo e Historia agrícola determinado por el árbol de clasificación representado en la Figura 4.7.

4.3.2.3. Análisis de la influencia del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas

La tasa de error en la clasificación (r) disminuyó hasta que la base de datos se dividió en $n = 10$ *clusters* individuales (Figura 4.9). Sin embargo, la tasa de error menor al 5% se alcanzó, en primera instancia, en $n = 5$ *clusters* individuales (Figura 4.9). Por esta razón, se seleccionaron 5 *clusters* para llevar a cabo los análisis subsiguientes.

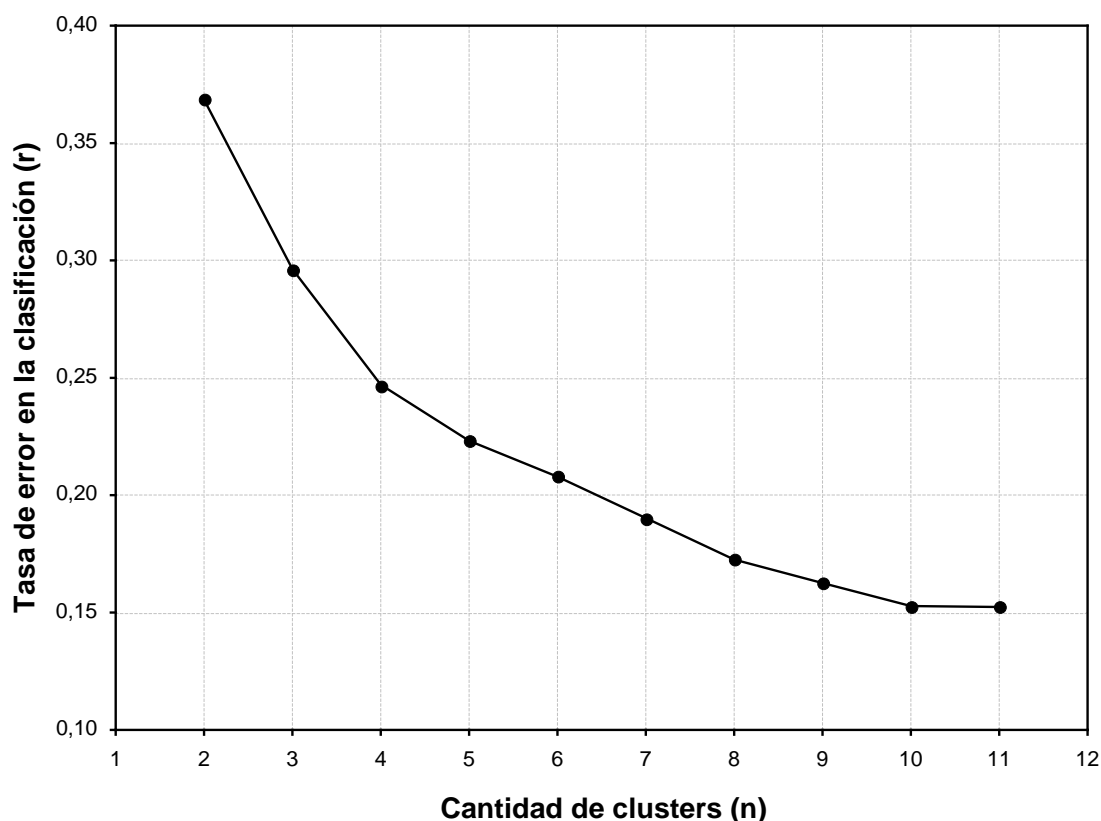


Figura 4.9: Tasa de error en la clasificación (r) de la base de datos correspondiente al análisis de la influencia del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en agroecosistemas pampeanos.

La configuración final de *clusters* mostró dos *clusters* principales (CL 3 y CL 4) que contienen, cada uno, el 29% de los casos presentes en la base de datos (Figura 4.10). Estos dos *clusters* presentaron valores medios para las variables respuesta Alto Contenido de C en suelo y Alto N disponible en suelo, pero no ocurrió lo mismo para las otras dos variables (Figura 4.10). En el CL 3 se observaron valores medios mayores para las variables respuesta Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea y Baja Desnitrificación en comparación con el CL 4 (Figura 4.10). El CL 2 presentó los valores medios más bajos de la variable respuesta Alto Contenido de C en suelo, un valor medio similar al CL 1 para la variable respuesta Alto N disponible en suelo, un valor medio para la variable respuesta Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y un valor cercano al CL 4 para la variable respuesta Baja Desnitrificación (Figura 4.10). El CL 1 presentó los valores medios más bajos para las variables respuesta Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea y Baja Desnitrificación, no ocurriendo lo mismo para las variables respuesta Alto Contenido de C en suelo y Alto N disponible en suelo (Figura 4.10). En el caso del CL 5, se observaron los mayores valores medios para estas dos últimas variables respuesta; mientras que el valor medio de la variable respuesta Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea fue menor al obtenido en el CL 3 y el valor medio de la variable respuesta Baja Desnitrificación fue muy similar al obtenido en el CL 3 (Figura 4.10).

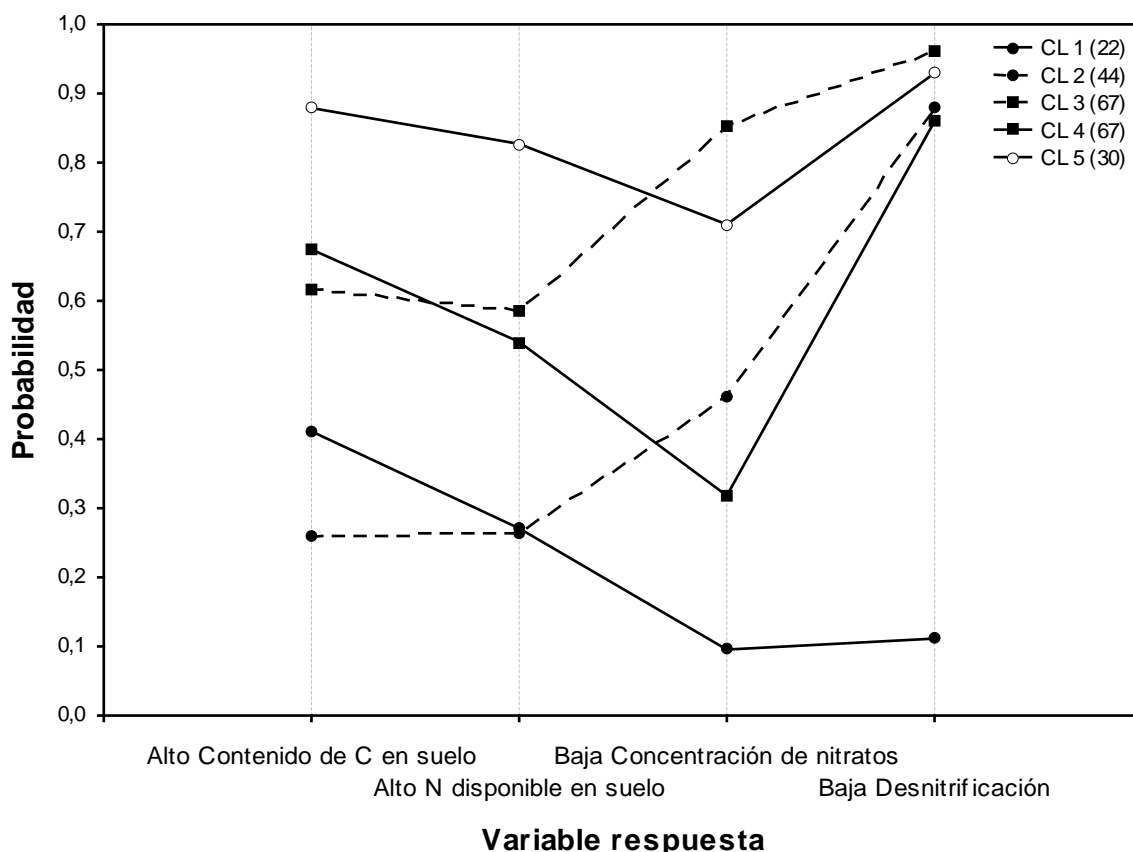


Figura 4.10: Valores medios de probabilidad de cada variable respuesta en cada uno de los cinco *clusters* obtenidos. Las variables respuesta de cada modelo son: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Los números entre paréntesis corresponden a la cantidad de casos presentes en cada *cluster*. Referencias: CL = *cluster*; Concentración de nitratos = Concentración de nitratos en agua subterránea.

El ANOVA presentado en la Tabla 4.10 indicó que el movimiento de casos (i.e. proceso iterativo de asignación y reasignación de casos a un *cluster* determinado) dentro y entre *clusters* fue significativo. Es decir, los *clusters* obtenidos estuvieron conformados por casos lo suficientemente diferentes entre *clusters*, y similares dentro de cada *cluster*.

Tabla 4.10: ANOVA para las variables respuesta de cada modelo cuantitativo. Las variables respuesta son: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Referencias: SCT = Suma de cuadrados de los tratamientos; gl = grados de libertad; SCE = Suma de cuadrados de los errores; F = estadístico F de Levene.

Variable respuesta	SCT	gl	SCE	gl	F	p-valor
Alto Contenido de C en suelo	619088	4	14584,63	225	2387,70	<0,0001
Alto N disponible en suelo	71823	4	841,38	225	4801,67	<0,0001
Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea	706658	4	3409,04	225	11660,04	<0,0001
Baja Desnitrificación	1319331	4	18823,01	225	3942,64	<0,0001

En la Figura 4.11, se presenta el árbol de clasificación construido a partir de los *clusters* delimitados previamente, con un valor de (1-CV error) igual a 0,65 (Figura 4.10). Los 5 *clusters* fueron representados en los nodos terminales del árbol (Figura 4.11). La metodología CART comenzó dividiendo el nodo raíz (ID = 1) en dos subgrupos a partir de la variable Zona agrícola (Figura 4.11). La base de datos se separó, por un lado, en la zona agrícola LS (ID = 2) y, por otro lado, en las zonas NC y CBA (ID = 3).

La rama izquierda subdividió, a su vez, al árbol a partir de la variable Zona agrícola; por un lado, en la zona agrícola CBA (ID = 4) y, por otro lado, en las zonas LS y NC (ID = 5) (Figura 4.11). La sub-rama izquierda (ID = 4) se dividió nuevamente en base a la variable Cultivo obteniéndose, finalmente, tres nodos terminales. La base de datos se separó, por un lado, en el cultivo de soja (ID = 6) y, por otro lado, en los cultivos trigo y maíz (ID = 7). Este último nodo es un nodo terminal cuyo *cluster* principal fue CL 5. El nodo correspondiente al cultivo de soja se separó según la variable Campaña agrícola: 1) menor o igual a la campaña 2001/2002 (ID = 8), y 2) mayor a la campaña 2001/2002 (ID = 9). Los *clusters* correspondientes a los dos nodos terminales de esta sub-rama fueron CL 2 y CL 3, respectivamente. La sub-rama derecha (ID = 5) presentó dos nodos terminales, separados en base a la variable Cultivo: 1) soja (ID = 18), y 2) trigo y maíz (ID = 19). Los nodos terminales estuvieron representados por los *clusters* CL 1 y CL 3, respectivamente.

La rama derecha del árbol (ID = 3) volvió a subdividirse en dos mediante la variable Cultivo antecesor (Figura 4.11). Por un lado, se separó en el cultivo de soja como cultivo antecesor (ID = 30). Este nodo, a su vez, se subdividió en base a la variable Campaña agrícola: 1) menor o igual a la campaña 2000/2001 (ID = 32), y 2) mayor a la campaña 2000/2001 (ID = 33). Estos dos nodos fueron nodos terminales representados por los *clusters* CL 4 y CL 2, respectivamente. Por otro lado, se separó en los cultivos antecesores restantes (i.e. trigo, maíz, y pastizal natural) (ID = 31). Este nodo también fue un nodo terminal representado por el CL 4.

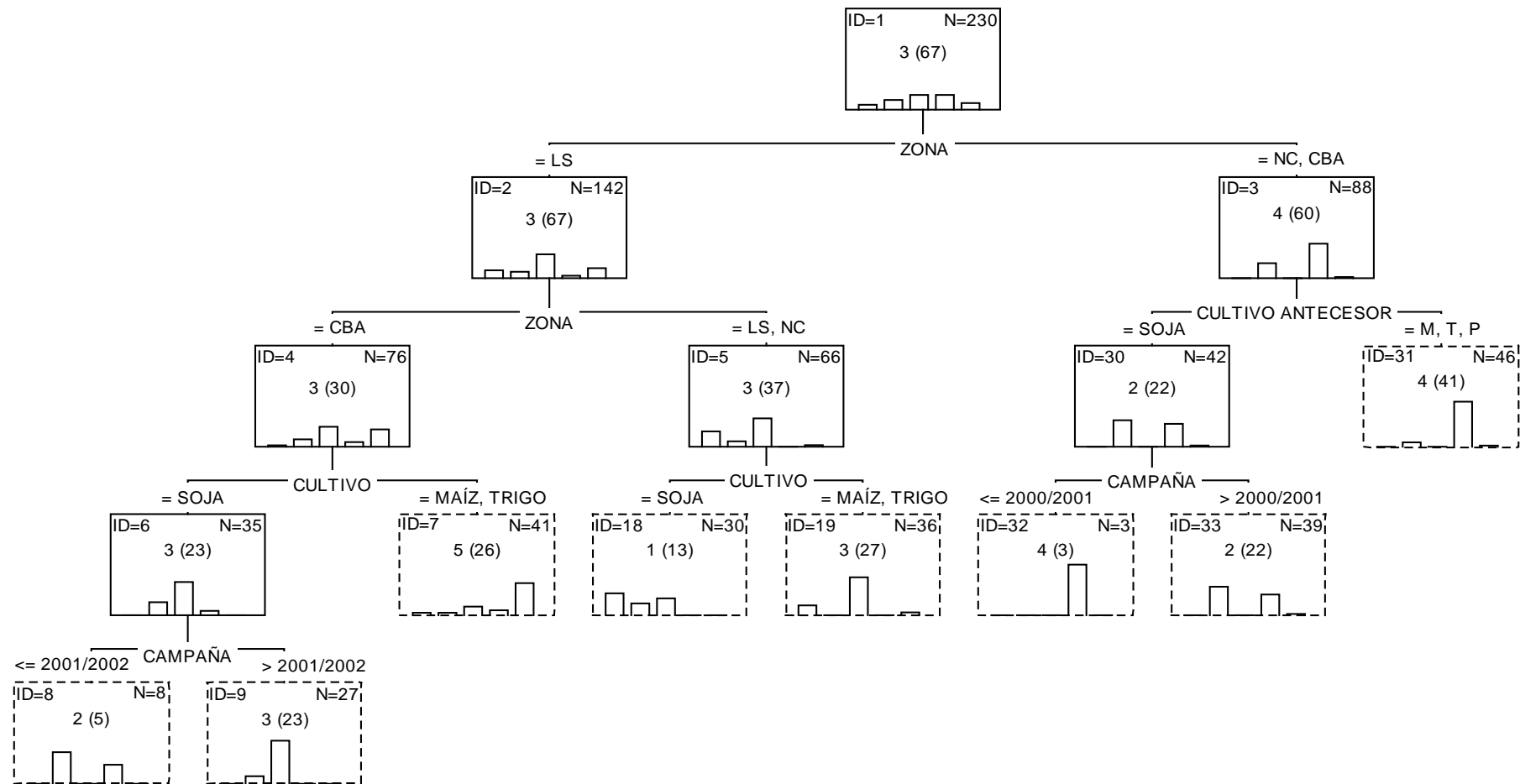


Figura 4.11: Árbol de clasificación de la influencia del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en agroecosistemas pampeanos, utilizando los *clusters* identificados mediante la metodología *K-means* representados en la Figura 4.10. N indica la cantidad de casos en ese nodo del árbol de clasificación. Los nodos con borde punteado corresponden a los nodos terminales. Las columnas dentro de cada nodo corresponden al histograma representando la distribución de *clusters*; y el número en el centro, el *cluster* más frecuente de ese nodo (con la cantidad de casos entre paréntesis). Referencias: LS = Litoral Sur; NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; M = Maíz; T = Trigo; P = Pastizal natural.

El patrón de importancia de las variables que explicaron la influencia del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en las tres zonas agrícolas no tuvo a la variable Cultivo antecesor como aquella de mayor importancia (Figura 4.12). La variable Campaña agrícola fue el factor que contribuyó en mayor medida con la construcción del árbol de clasificación (Figura 4.12). La segunda en importancia fue la variable Cultivo, seguida de las variables Zona agrícola y Cultivo antecesor con un valor igual al 54% cada una (i.e. este valor representa un porcentaje de lo que explica aquella variable que contribuyó en mayor medida con la construcción del árbol, y no del total de la variación) (Figura 4.12).

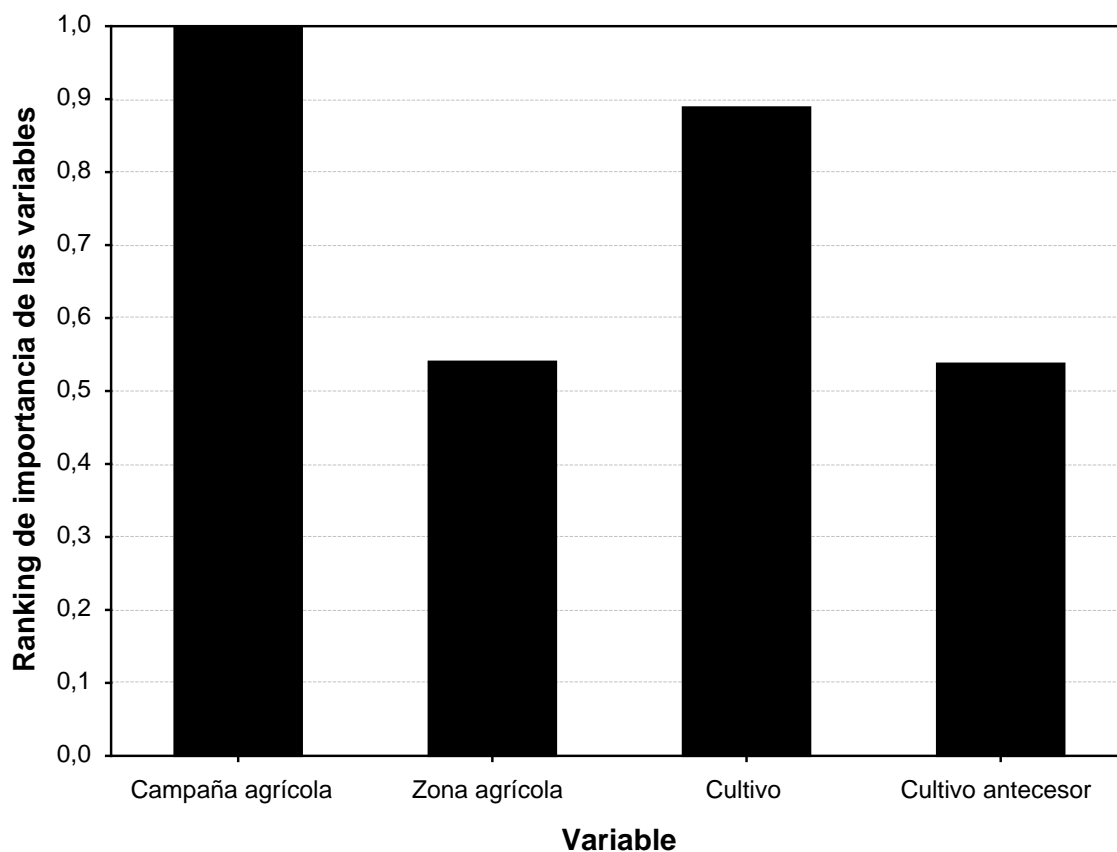


Figura 4.12: Ranking de importancia de las variables Campaña agrícola, Zona agrícola, Cultivo y Cultivo antecesor determinado por el árbol de clasificación representado en la Figura 4.11.

4.4. DISCUSIÓN

4.4.1. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas

En el capítulo anterior (Capítulo 3), se evaluó la sensibilidad de los modelos cuantitativos desarrollados mediante dos análisis de sensibilidad generales, pero faltaban aquellos análisis directamente relacionados con la incorporación de la información cuantitativa que “puebla” las variables de entrada (i.e. variables productivas y ambientales) de dichos modelos. Es decir, estos dos nuevos análisis están íntimamente relacionados, a diferencia de los anteriormente aplicados, con la heterogeneidad ambiental de los sistemas agrícolas seleccionados.

En el caso de los resultados del análisis “*sensitivity to findings*” (STF) su variable respuesta, la información recíproca (I), no contempla cada uno de los estados de la variable (como sucede en los análisis de sensibilidad aplicados en el Capítulo 3) sino que da un valor general para cada variable de entrada. Los resultados de la información recíproca están determinados por los datos que se incorporen al modelo y, por lo tanto, variarán de acuerdo a la información incorporada (Norsys Software Corp. 2009; Carl Smith, comunicación por correo electrónico). En el caso de la variable respuesta Contenido de C en suelo, la variable Rendimiento del cultivo se ubicó en el primer lugar de influencia en los tres agroecosistemas analizados (Tabla 4.7 a); y si se visualiza conjuntamente con el análisis OAT (i.e. análisis de sensibilidad en el cual se varía una variable de entrada por vez mientras las restantes permanecen fijas) (ver Capítulo 3), en este análisis también Rendimiento del cultivo fue la variable con mayor influencia sobre la variable respuesta mencionada. En el caso de la variable respuesta N disponible en suelo, las variables de entrada del modelo se encontraron en la misma ubicación en el ranking en las tres zonas analizadas aunque con distintos valores del escalar información recíproca (Tabla 4.7 b). Esto puede estar explicado por la distribución de la información cuantitativa en cada uno de los estados de las variables de entrada; es decir, las probabilidades halladas en los estados de las variables de entrada fueron similares y, por esta razón, se obtuvo el mismo orden en el ranking. En este sentido, estos resultados indicarían también que las principales variables moduladoras del N disponible en suelo tendrían la misma influencia en distintas zonas agrícolas. En el caso de la variable respuesta Desnitrificación, las variables Precipitaciones y Pérdidas de N fueron las más influyentes dependiendo de la zona bajo estudio (Tabla 4.7 c); sin embargo, en los tres casos la variable Erosión del suelo se ubicó en el último lugar en el ranking. En el caso de la variable respuesta Concentración de NO_3 en agua subterránea, no existió un patrón común entre las tres zonas bajo estudio (Tabla 4.7 d). Por ejemplo, en NC y LS la variable más influyente sobre la variable respuesta fue Precipitaciones; mientras que en CBA, fue la variable Textura del suelo. Esto pudo estar determinado por los datos explorados en cada una de las zonas, ya que tanto las precipitaciones anuales como el orden de suelo dominante son diferentes entre las tres zonas agrícolas (ver Tabla 4.1) y, tomando en consideración estas propiedades biofísicas, el orden de influencia de las variables podría haber sido diferente (e.g. mayor influencia de la variable Precipitaciones en LS seguida por CBA y, por último, NC).

Hasta aquí sólo se discutió el orden de las variables de entrada en cada modelo; sin embargo, el valor de I también indica la magnitud de la influencia sobre la variable respuesta (i.e. IPSE). El caso más llamativo fue aquel de la variable respuesta Desnitrificación (Tabla 4.7 c), donde la variable de entrada Precipitaciones se ubicó en primer lugar en el ranking para las zonas agrícolas CBA y LS, siendo la magnitud del escalar I considerablemente mayor en LS en comparación con CBA. Por lo tanto, la

variable Precipitaciones parecería no estar influyendo en la misma magnitud sobre la variable respuesta Desnitrificación en ambas zonas. En general, los autores que utilizan esta metodología como análisis de sensibilidad sólo informan el orden jerárquico de influencia de las distintas variables de entrada sobre la variable respuesta de sus modelos (ver Grêt-Regamey y Straub 2006; Pollino et al. 2007; Dlamini 2010; Ticehurst et al. 2011; McCloskey et al. 2011; Chen y Pollino 2012), sin profundizar en la magnitud del escalar obtenido para cada una de ellas y, consecuentemente, perdiendo parte de la información que dicho análisis brinda sobre el modelo.

En algunos casos, el objetivo principal de un análisis de sensibilidad es eliminar aquellas variables que no tienen efecto sobre la variable respuesta con el fin de simplificar el modelo. Chen y Pollino (2012), por ejemplo, construyeron un modelo con el objetivo de evaluar la idoneidad del hábitat para una especie de cangrejo; en una segunda etapa, posterior a la obtención de los resultados del análisis STF, decidieron eliminar aquella variable de entrada con menor influencia sobre la variable respuesta de su modelo (Serena Chen, comunicación por correo electrónico). Siguiendo la lógica de estos autores, y tomando como ejemplo el modelo Balance de C del suelo, se debería eliminar la variable Erosión del suelo en NC, la variable Temperatura en LS, y la variable Precipitaciones en CBA; o en el modelo Control de emisión de N_2O , se debería eliminar la variable Erosión del suelo en NC. Sin embargo, que una variable “no tenga efecto, no significa que no influya” sobre la variable respuesta del modelo (Saltelli y Annoni 2010). Asimismo, con este tipo de análisis no es posible tomar esta decisión ya que los modelos se han desarrollado para evaluar los agroecosistemas pampeanos en términos generales. Al incorporar información cuantitativa del NC, se obtienen resultados que pueden (o no) ser diferentes a los obtenidos en CBA o en LS. Por lo tanto, la eliminación de una variable del modelo sólo será para el agroecosistema del cual se obtuvo la información cuantitativa mientras que debería mantenerse en el modelo original.

En la actualidad, el análisis de sensibilidad STF es comúnmente realizado luego de haber incorporado al modelo la información cuantitativa que determinará las probabilidades marginales de los nodos padre (ver, por ejemplo, Chen y Pollino 2012). Pero, ¿cuál sería el resultado en el caso de llevar a cabo este análisis para un escenario en el que los estados de cada variable de entrada se encuentran en igualdad de probabilidades (ver Figuras 3.2 a 3.5 del Capítulo 3)? En esta tesis, se probó este nuevo escenario para los cuatro modelos con el fin de evaluarlos bajo una situación testigo, es decir, sin incorporar información cuantitativa de una zona en particular (análisis que no se encuentra reflejado en ninguno de los artículos que han utilizado STF), y se obtuvo un ranking de influencia de las variables de entrada sobre la variable respuesta (resultados no mostrados) exactamente igual al obtenido en el análisis OAT (panel A1) (ver Tabla 3.4 del Capítulo 3). En base a este resultado, un nuevo interrogante surge: ¿se obtendrán siempre los mismos resultados entre un análisis STF con las características anteriores y un análisis OAT (panel A1) (ver Tabla 3.4 del Capítulo 3)? Este interrogante destaca dos aspectos de este análisis de sensibilidad propio de las Redes Bayesianas. Por un lado, el análisis STF funcionaría como un análisis de sensibilidad estricto en aquellos casos en los cuales no se incorpora información cuantitativa referida a una zona en particular. Esta afirmación podría considerarse correcta siempre y cuando los resultados obtenidos se comparen con los resultados obtenidos mediante otro análisis de sensibilidad (e.g. OAT). Por otro lado, la incorporación efectiva de información cuantitativa particular provoca que éste deje de ser un análisis de sensibilidad para convertirse en otro tipo de análisis que podría denominarse, por ejemplo, análisis de certidumbre.

Como se dijo en la sección de metodología, el análisis STF puede evaluarse a través de dos escalares: la información recíproca o la reducción de la entropía. La explicación de que este tipo de análisis podría tener otra denominación (e.g. análisis de certidumbre) puede basarse, principalmente, en el segundo escalar (que no fue seleccionado en esta tesis, aunque el orden de las variables de entrada en el ranking de influencia sobre la variable respuesta es igual al reportado para el escalar I). La entropía (concebida como una medida del desorden de un sistema) asociada a una variable en particular depende directamente de la distribución de probabilidad de dicha variable e indica en qué medida es impredecible el resultado del proceso sujeto a incertidumbre (Abramson 1981). Desde un punto de vista matemático, cuanto más “plana” (i.e. alta entropía) sea la distribución de probabilidad, menos certeza se tendrá sobre cuál de los posibles estados de esa variable se dará en cada instancia (Abramson 1981). Una distribución tiene alta entropía (i.e. elevado grado de desorden en el sistema) cuando los valores de los estados de esa variable tienen probabilidades similares; lo contrario ocurre cuando la distribución de probabilidad no es plana (i.e. baja entropía). Siguiendo esta misma lógica pero en términos del escalar efectivamente utilizado en esta tesis (i.e. información recíproca (I)), un evento muy frecuente tiene poca información para explicar lo que realmente está ocurriendo en el sistema; lo contrario sucede con un evento poco frecuente, que posee mucha información (Abramson 1981). Por lo tanto, el análisis STF proporciona información sobre aquellas variables que, efectivamente, ayudan a predecir la distribución de probabilidad de la variable respuesta del modelo. Por ejemplo, si en un modelo en particular existe una variable de entrada en la que uno de sus estados se encuentra al 100% (y, por lo tanto, su $I = 0$) entonces el modelador tiene la certeza de que esa variable está registrando un evento particular que es muy frecuente en el sistema pero que, consecuentemente, aporta poca información al momento de predecir el resultado final de la variable respuesta. En términos de entropía, el ejemplo presenta una distribución de probabilidad que no es plana y, por lo tanto, el sistema tiene un bajo grado de desorden (i.e. baja entropía) desde la perspectiva de esa variable. Esto es lo que sucedió, particularmente, en los modelos de Balance de C del suelo y de Control de emisión de N_2O con la variable Erosión del suelo, como ya fuera detallado en un párrafo anterior.

La discretización de las variables, como se dijo en la *Sección 4.3.1.2. Modificación de los rangos de los estados de las variables de entrada presentes en las Redes Bayesianas*, es una de las etapas de mayor relevancia en la parametrización de modelos conceptuales mediante la metodología de Redes Bayesianas (Marcot et al. 2006). Actualmente, es muy discutida la forma en que debe llevarse a cabo sin haber hallado aún la mejor manera de realizarla (Myllymäki et al. 2002). Sin embargo, existen algunas técnicas automáticas particulares para discretizar las variables que no son frecuentemente utilizadas por presentar ciertas restricciones (Uusitalo 2007); por ejemplo, las metodologías conocidas como “igual amplitud” e “igual frecuencia”, las cuales dividen el conjunto de valores (mínimo a máximo) en un número de rangos de igual amplitud o rangos que contengan la misma cantidad de datos, respectivamente (Muhlenbach y Rakotomalala 2005). La modificación en la discretización de las variables supondría un cambio en los valores finales de la variable respuesta, ya que la información cuantitativa que se aplique al modelo cambiará su frecuencia de acuerdo con los rangos de cada uno de los estados de cada variable de entrada. En esta tesis, se modificaron los valores de los rangos de cada estado de las variables de entrada pero no se vislumbraron cambios en los valores finales de cada una de las variables respuesta, salvo en el caso del escenario -50% para las variables respuesta Concentración de NO_3 en agua subterránea y Desnitrificación (Figura 4.2 C y D). Sin embargo, esta falta de

respuesta puede estar explicada, por un lado, por el imperceptible cambio en la frecuencia de los datos cuantitativos que se incorporaron a los nuevos rangos generados para cada uno de los estados. Es decir, cambiaron los rangos de manera marcada pero la distribución de los datos que hacen a la frecuencia de esos rangos no tuvo diferencias. Por otro lado, la zona bajo estudio seleccionada (i.e. NC) puede no haber sido lo suficientemente extrema como para generar los cambios extremos en los rangos generados en este capítulo con respecto a los rangos originales. De esta manera, quizás haya que evaluar cómo se modificaron las probabilidades de los estados de las variables de entrada y no las probabilidades de los estados de cada una de las variables respuesta; es decir, puede haber habido cambios en las probabilidades de las variables de entrada, pero no se vieron reflejadas en la variable respuesta por una posible dilución de dichos cambios.

4.4.2. Estimación de la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas

En la introducción de este capítulo, se estableció que las modificaciones ocurridas en el ámbito productivo habían tenido poco impacto ambiental en los agroecosistemas pampeanos (Carreño y Viglizzo 2007), particularmente en su capacidad de proveer servicios de los ecosistemas. Por lo tanto, este capítulo constituiría una instancia en la cual constatar dicha afirmación. En este sentido, los cuatro servicios de los ecosistemas seleccionados tuvieron respuestas diferenciales. El Alto Contenido de C en suelo obtuvo valores de probabilidad mayores al 50%. Estos resultados, sin embargo, pueden estar enmascarados por la escala de tiempo bajo estudio ya que, por ejemplo, Caride et al. (2012) analizaron los cambios en el carbono orgánico del suelo (COS) luego de 60 años bajo diferentes prácticas de manejo agrícola en la sub-región Pampa Ondulada y mostraron que el COS disminuyó en ese período de tiempo. Las bajas probabilidades de la variable respuesta Alto N disponible en suelo fueron evidenciadas tanto a nivel de zona agrícola como de uso agrícola actual del suelo (Figura 4.3 B y Figura 4.4 B, respectivamente). En general, es común hallar balances negativos entre los ingresos y egresos de N de los sistemas agrícolas en Región Pampeana debido a los bajos niveles de fertilización nitrogenada que no restauran completamente los niveles originales de fertilidad de estos suelos (Austin et al. 2006; Lavado y Taboada 2009). Las pérdidas de N al ambiente fueron bajas tanto entre zonas agrícolas (Figura 4.3 C y D) como entre cultivos (Figura 4.4 C y D), confirmando lo establecido por algunos autores de que las pérdidas de N son considerablemente bajas en los agroecosistemas pampeanos (Rimski-Korsakov et al. 2004; Álvarez y Grigera 2005; Raúl Lavado, comunicación personal). En resumen, la única variable respuesta que resaltó que las prácticas de manejo agrícola parecieran estar impactándola fue N disponible en suelo.

La variabilidad observada en los datos es un tema que merece consideración; particularmente, aquella observada en el caso del servicio Control de emisión de N_2O . Tanto en la descripción de la influencia de la zona agrícola (Figura 4.3) como del cultivo (Figura 4.4) sobre la provisión de este servicio, se observaron valores mínimos muy por debajo del valor medio (o de la mediana, como se representó en ambos casos). La zona LS o los cultivos maíz y soja presentaron dichos valores mínimos. Si observamos la provisión de este servicio en una escala temporal, es posible destacar tres momentos en los cuales se obtuvieron los menores valores de probabilidad. En las campañas agrícolas 2002/2003, 2006/2007 y 2009/2010, las probabilidades rondaron aproximadamente en 20%, 60% y 5%, respectivamente. La principal explicación para

estos valores fuera del rango observado en las restantes campañas está basada en los valores probabilísticos de la variable de entrada Precipitaciones. En estas tres campañas, prevaleció el estado Alto en lugar del estado Bajo; mientras que la variable N disponible en suelo permaneció en el mismo rango de valores para cada uno de sus estados a lo largo del tiempo (ver Figura 3.4 del Capítulo 3 para recordar la estructura del modelo cuantitativo de este servicio del ecosistema). Por lo tanto, las modificaciones observadas en la variable ambiental en tres momentos específicos generaron, a su vez, cambios en la variable respuesta del modelo. Este tipo de respuesta concuerda con lo observado durante los análisis de sensibilidad OAT y STF. En el primer caso, la variable Precipitaciones fue la principal moduladora de la variable respuesta Baja Desnitrificación (ver Tabla 3.4 del Capítulo 3); en el segundo caso, dicha variable se encontró en primer lugar en el ranking de influencia en la zona LS (Tabla 4.7 c).

Las metodologías multivariadas utilizadas en este capítulo (i.e. análisis de agrupamiento y árboles de clasificación) permitieron vislumbrar que tanto la historia agrícola como el cultivo antecesor no fueron los mayores determinantes de la provisión de servicios de los ecosistemas, aunque se observaron ciertos patrones en los resultados obtenidos. En el primer caso, los tres cultivos bajo estudio estuvieron mayormente representados en escenarios de alta provisión de servicios de los ecosistemas (*clusters* 4 y 5) ambos con el valor de frecuencia más alta en el análisis de agrupamiento obtenido (Figura 4.7). En el segundo caso, en las tres zonas agrícolas el cultivo de soja estuvo representado en los peores escenarios de provisión de servicios (*clusters* 1, 2 y 3); en cambio, los cultivos de maíz y trigo se ubicaron en el mejor escenario en la zona CBA (*cluster* 5) y en un escenario medio de provisión de servicios en las zonas LS y NC (*cluster* 3) (Figura 4.11). Únicamente en las zonas NC y CBA, se determinó la importancia del cultivo antecesor como determinante de la provisión de servicios. En este caso, el cultivo de soja como cultivo antecesor prevaleció en uno de los peores escenarios de provisión (*cluster* 2) en nueve de las diez campañas agrícolas bajo estudio (Figura 4.11). Los restantes cultivos antecesor (i.e. trigo, maíz y pastizal natural) se ubicaron en el mejor escenario de provisión de servicios de los ecosistemas (*cluster* 4) (Figura 4.11). En ambos casos, la variable Campaña agrícola fue aquella que contribuyó en mayor medida con los árboles de clasificación obtenidos; de esta manera, también se hallaron diferencias en la provisión de servicios entre campañas (Figuras 4.7 y 4.11). En este sentido, Carreño y Viglizzo (2007) afirman que algunas regiones parecen ofrecer servicios esporádicos o transitorios, mientras que otras lo hacen en forma permanente. Lamentablemente, estos resultados no pueden ser comparados ya que este es el primer caso en el cual se evalúa la influencia de la historia agrícola y del cultivo antecesor sobre la provisión de servicios de los ecosistemas. Por lo tanto, es necesario continuar con el estudio de estos dos factores aquí planteados, ya sea desde el plano conceptual como desde el experimental.

Finalmente, la hipótesis planteada fue puesta a prueba a partir de los análisis realizados. Sin embargo, no puede obtenerse una conclusión certera sobre la misma a partir de los análisis considerados y de la tabla resumen de los resultados obtenidos (Tabla 4.11). En el caso de la predicción relacionada con la zona agrícola, no hubo una zona que se destacara por sobre las dos restantes para el total de los servicios de los ecosistemas analizados en esta tesis (Figura 4.3 y Tabla 4.11); por lo tanto, no es posible afirmar que aquella zona con mayores limitantes para la producción agrícola fuera la menor proveedora de servicios. En el caso del uso actual del suelo, tampoco hubo un cultivo que prevaleciera sobre los restantes (Figura 4.4 y Tabla 4.11). En el caso de la historia agrícola y del cultivo antecesor, las metodologías multivariadas utilizadas determinaron que ambos factores contribuían a los cambios en la provisión de

servicios de los ecosistemas, pero no fueron aquellas variables con mayor contribución en los patrones observados (Figura 4.8 y Figura 4.12). Por último, y como fue establecido en la correspondiente predicción, el cultivo de soja, funcionando como cultivo antecesor, se diferenció de los cereales y del pastizal natural además de determinar los escenarios con menor provisión de servicios de los ecosistemas (Figura 4.11). Este tipo de respuesta, sin embargo, no se destacó en la tabla resumen de los resultados obtenidos (Tabla 4.11), sino que los cuatro cultivos antecesores parecieran comportarse de manera similar.

4.5. CONCLUSIONES

En este capítulo, culminó la validación de los modelos cuantitativos desarrollados previamente mediante dos nuevos análisis de sensibilidad cuyos resultados complementaron a aquellos obtenidos durante el Capítulo 3. El primero de los análisis destacó, nuevamente, a las variables de entrada que influenciaron, en mayor o menor medida, la variable respuesta. Estos resultados fueron similares a los obtenidos en el análisis OAT (ver Capítulo 3). El segundo análisis destacó la importancia de la discretización de los intervalos de los estados de las variables de entrada, un paso fundamental en la metodología de Redes Bayesianas; en este caso, no se hallaron diferencias en las probabilidades de la variable respuesta para los cuatro escenarios generados en base a la información productiva proveniente de la zona agrícola NC. Finalmente, la zona agrícola y el uso agrícola actual (i.e. cultivo) demostraron que, en los agroecosistemas pampeanos, el nivel de provisión de servicios no presentó valores de probabilidad por debajo del 50%, salvo en el caso de la variable respuesta Alto N disponible en suelo. Las metodologías aplicadas determinaron que tanto la historia agrícola como el cultivo antecesor no fueron los factores de mayor contribución en los resultados obtenidos; por lo tanto, no se observó un patrón de respuesta en base a estos dos posibles factores de influencia sobre la provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos.

Tabla 4.11: Resumen de la influencia de cuatro factores sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos. Los cuatro factores bajo análisis son: a) zona agrícola, b) cultivo (i.e. uso agrícola actual del suelo), c) historia agrícola, y d) cultivo antecesor. Los cuatro servicios de los ecosistemas se representan en aquel estado con mayor relación con la sustentabilidad de los agroecosistemas pampeanos: a) Alto Contenido de C en suelo, b) Alto N disponible en suelo, c) Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y d) Baja Desnitrificación. La categorización aquí presentada representa el promedio probabilístico (en porcentaje) de los resultados obtenidos para cada factor: a) Bajo = 0 – 25%; b) Medio Bajo = 26 – 50%; c) Medio Alto = 51 – 75%; y d) Alto = 76 – 100%. En el caso de los factores zona agrícola e historia agrícola, se hizo un promedio por cultivo y campaña agrícola. En el caso del factor cultivo, se hizo un promedio por zona agrícola y campaña agrícola; mientras que en el caso del factor cultivo antecesor, el promedio se realizó por zona agrícola, cultivo y campaña agrícola. Referencias: C = Carbono; N = Nitrógeno; NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur; B = Bajo; MB = Medio Bajo; MA = Medio Alto; A = Alto.

Factor de influencia sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas		Servicio del ecosistema			
		Alto Contenido de C en suelo	Alto N disponible en suelo	Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea	Baja Desnitrificación
Zona agrícola	NC	MA	B	MB	A
	CBA	MA	B	MA	A
	LS	MB	B	MA	A
Cultivo	Trigo	MA	B	MA	A
	Maíz	MA	B	MA	MA
	Soja	MB	B	MA	MA
Historia agrícola	< de 5 años	MA	B	MA	A
	> de 10 años	MA	B	MA	A
Cultivo antecesor	Trigo	MB	B	MB	MA
	Maíz	MA	B	MA	MA
	Soja	MB	B	MA	MA
	Pastizal natural	MB	B	MA	MA

CAPÍTULO 5

DISCUSIÓN GENERAL

5.1. INTRODUCCIÓN

En este último capítulo, se presentan las consideraciones finales de un trabajo que intentó abordar un problema relativamente complejo como lo es la provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos. El abordaje de este tema se realizó a partir del desarrollo de un modelo conceptual (Capítulo 2) el cual fue, posteriormente, parametrizado (Capítulo 3) y aplicado a tres agroecosistemas pampeanos con diferentes características agro-ecológicas (Capítulo 4). El modelo conceptual abordó la temática principal de representar, de manera cualitativa, el conjunto de variables que determinan la provisión de servicios de los ecosistemas en Región Pampeana (Capítulo 2). La parametrización de cuatro sectores desprendidos del modelo conceptual general se realizó a partir de la metodología probabilística conocida como Redes Bayesianas, en la cual se pueden vislumbrar de manera clara y sencilla el conocimiento y la incertidumbre inherentes al funcionamiento de los agroecosistemas (Capítulo 3). Posteriormente, la aplicación (y cuantificación) de dichos modelos en tres zonas agrícolas pampeanas permitió establecer los niveles de provisión de los servicios de los ecosistemas seleccionados (Capítulo 4). En este sentido, los aportes más significativos de esta tesis al conocimiento, en el marco de la sustentabilidad de los agroecosistemas pampeanos, fueron los siguientes:

- 1) Introducir un nuevo marco de análisis a la evaluación de la provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos. Este marco se caracteriza por proponer criterios claros y explícitos mediante la inferencia bayesiana, además de permitir la incorporación de diferentes fuentes de información (i.e. bibliografía, conocimiento experto, bases de datos productivas, bases de datos ambientales).
- 2) Obtener un marco de análisis fácilmente repetible ya que se obtiene mediante pasos lógicos que han sido debidamente explicitados a lo largo de tres capítulos presentes en esta tesis.
- 3) Por último, obtener las bases para el desarrollo de una herramienta amigable para los asesores agropecuarios y productores que les permita complementar el diseño de sistemas agrícolas productivos con estimaciones de los niveles de efectos negativos sobre el ambiente y sus futuras producciones (estimados como amenazas a la provisión de servicios de los ecosistemas).

El objetivo principal de este último capítulo fue sintetizar los principales resultados obtenidos en cada uno de los tres capítulos previos y presentar las conclusiones generales que emergen de ellos, a la luz del estado del arte actual del tema servicios de los ecosistemas. Asimismo, se analizan cuáles podrían ser los pasos futuros a seguir a partir de los aportes de esta tesis. Para ello, este último capítulo se dividió en las tres secciones principales en las cuales se dividió, previamente, la tesis: 1) análisis cualitativo de la provisión de servicios de los ecosistemas (Capítulo 2); 2) aproximación a la metodología de Redes Bayesianas (Capítulo 3); y 3) análisis cuantitativo de la provisión de servicios de los ecosistemas (Capítulo 4). En última instancia, se establecieron las conclusiones generales de la totalidad de la tesis y se detallaron las posibles futuras líneas de investigación que se desprenden de los tres apartados previos.

5.2. ANÁLISIS CUALITATIVO DE LA PROVISIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS

La complejidad inherente al estudio de los servicios de los ecosistemas deriva de la diversidad de percepciones, de la trama de interacciones entre componentes biofísicos y sociales, y de las diferentes escalas espaciales y temporales en las cuales se dan estas interacciones (Verón et al. 2011). La caracterización de las relaciones funcionales entre las propiedades ecosistémicas y los servicios permitiría identificar umbrales y riesgos que hagan posible la toma de decisiones de manejo sobre bases objetivas (Altesor et al. 2011). Asimismo, el seguimiento del nivel de provisión de servicios de los ecosistemas debería basarse sobre el registro de procesos o de funciones ecosistémicas de los cuales se deriven servicios (Paruelo et al. 2011). Sin embargo, el conocimiento de los procesos y funciones ecosistémicos que se relacionan para determinar un servicio del ecosistema en particular no se ha estudiado en profundidad (de Groot et al. 2002). La representación de estas relaciones fue la base de la Figura 2.2, a partir de la cual se establecieron los posteriores análisis cualitativos y cuantitativos que se discutieron en profundidad durante el Capítulo 2.

Algunos autores han asumido que la disponibilidad de servicios es completamente lineal; es decir, sin variaciones, a un ritmo constante de provisión (Barbier et al. 2008). Sin embargo, si un proceso o función ecosistémico directa o indirectamente relacionado con un servicio varía en el tiempo o en el espacio, entonces la provisión de este servicio también se verá afectada. Por lo tanto, estas relaciones lineales no existen realmente. La dinámica que prevalece es la no linealidad siendo que los servicios están condicionados por procesos y funciones altamente dinámicos tanto en los ecosistemas naturales como en los agroecosistemas (Koch et al. 2009; Lorencová et al. 2013). Los modelos conceptuales descritos en esta tesis apoyan, de manera conceptual, la idea de no linealidad establecida por varios autores debido a que cada modelo consiste en un conjunto de diferentes variables interrelacionadas entre sí (i.e. variables de entrada, variables de decisión, variables de estado, y procesos) determinando la provisión de un servicio del ecosistema. Esta no linealidad también fue observada, por ejemplo, en el servicio de protección costera como resultado de la atenuación de las olas a través del tiempo y el espacio en diversos ecosistemas costeros (Koch et al. 2009). Es de esperar que si la dinámica de no linealidad se encuentra presente en servicios provistos por dos ecosistemas tan diferentes (i.e. agroecosistemas y ecosistemas costeros), entonces debiera ocurrir lo mismo para otros servicios de los ecosistemas (Koch et al. 2009). La no linealidad, además, es la que permite determinar la presencia de *trade-offs* y sinergias entre los servicios bajo estudio; de manera contraria, este tipo de interacciones no podrían ser halladas en los sistemas.

Las valoraciones y las percepciones juegan un rol vital al momento de determinar la relevancia de los ecosistemas y su capacidad de proveer servicios de los ecosistemas, no sólo para los individuos sino también para la sociedad en su conjunto (Farber et al. 2002). En este contexto, diversos autores han vislumbrado la necesidad de evaluar la provisión de servicios de los ecosistemas desde un enfoque que considere un mayor entendimiento de su ecología (Kremen 2005; Egoh et al. 2007). Esta tesis, particularmente, se enfocó en este planteo mediante la conceptualización del conocimiento pre-existente en la literatura científica complementado con la utilización del conocimiento experto (ver Capítulo 2).

El conocimiento provisto por expertos es un recurso valioso para el análisis de temas ecológicos debido a que permite profundizar aspectos pobremente explorados (Martin et al. 2005). A pesar de ser uno de los recursos más ampliamente utilizados

(Carpenter 2002), también ha sido criticado debido a la falta de consenso en la información provista (Dennis 1996). La metodología aquí desarrollada estuvo enfocada en obtener el mayor porcentaje de consenso posible entre los expertos entrevistados (ver *Sección 2.2.4. Elicitación del conocimiento cualitativo mediante entrevistas con expertos* en el Capítulo 2), puesto que este conocimiento no sólo iba a ser utilizado para validar los modelos conceptuales desarrollados sino que iba a ser la base para los posteriores pasos metodológicos de esta tesis. Por esta razón, también se consideró reportar la calidad de la información (tanto cualitativa como cuantitativa) que se obtenía de los expertos entrevistados. Si bien estos resultados brindaron confianza sobre la información elicitada (y sobre los modelos obtenidos) (ver Figura 2.6 del Capítulo 2), quizás aquellos modelos con los menores valores de calidad de la información (i.e. Regulación de adversidades bióticas, y Mantenimiento de la riqueza de especies) debieran considerarse con ciertos recaudos. Es factible entonces cuestionarse si estos dos servicios de los ecosistemas no obtuvieron este valor debido, simplemente, a una relativa escasez de conocimiento sobre estos aspectos en el ámbito científico. En estos casos, y más allá de no lograr identificar patrones de conocimiento claros, la elicitación de conocimiento experto contribuye no sólo a identificar huecos en el conocimiento de la disciplina sino también a encauzar posibles focos de investigación futura.

Los modelos conceptuales aquí desarrollados fueron el producto no sólo de una revisión bibliográfica sino también de entrevistas a investigadores directamente relacionados con el tópico de cada uno de los modelos. En la Figura 2.2, se mostró la estructura cualitativa obtenida. Pero, ¿cómo hubiera sido dicha estructura de haberse incorporado únicamente a asesores y productores (en conjunto, *stakeholders*) para validar la estructura desarrollada? ¿Qué nuevas variables se hubieran incorporado? ¿Qué variables no se encontrarían actualmente? El análisis estructural del modelo conceptual final, ¿hubiera arrojado los mismos resultados? Estos y otros interrogantes surgieron luego de las dos rondas de entrevistas con los investigadores seleccionados. Cabe preguntarse, también, por qué se quería llevar a cabo la comparación de los resultados cualitativos entre investigadores y *stakeholders*. Existen dos posibles respuestas a este interrogante. Por un lado, la posibilidad de determinar los huecos del conocimiento en los dos actores sociales así como la divergencia en los criterios elicitados. Por otro lado, la posible incorporación al modelo de aspectos que los *stakeholders* consideran en sus sistemas agrícolas pero no así los investigadores, siendo una buena opción para que el conocimiento sobre los sistemas agrícolas se traslade desde los *stakeholders* hacia los investigadores, y no siempre de manera inversa.

La necesidad de evaluar la percepción de los *stakeholders* con respecto a diferentes aspectos presentes en los agroecosistemas se ha visto representada en diversas publicaciones recientes (ver Abeyasekera et al. 2002; Zubair y Garforth 2006; Scholl y Binder 2009; Feola y Binder 2010; Vignola et al. 2010). Así, Vignola et al. (2010) establecieron que la percepción de los productores sobre la presencia e importancia de los problemas ambientales fue correspondida con un mayor grado de adopción de prácticas agrícolas respetuosas del medio ambiente. Asimismo, existen evidencias de que los productores y los expertos difieren en su evaluación de distintos aspectos asociados al riesgo de la degradación del suelo (Vignola et al. 2010). Es por ello que los futuros trabajos debieran tener en consideración a otros agentes intervinientes que no sean específicos de la comunidad científica por dos razones. Por un lado, su inclusión aumenta la credibilidad de la información a los ojos del público o de las autoridades (Cornelissen et al. 2003). Por otro lado, el concepto de servicios de los ecosistemas, particularmente, permite una discusión abierta entre los *stakeholders* al momento de establecer las prioridades de preservación de los ecosistemas ya que es una

herramienta potencial de comunicación (Cork et al. 2001). Un aspecto a considerar es que las opiniones o consideraciones de un grupo de *stakeholders* y su consecuente estrategia de manejo para la conservación de los ecosistemas y de los servicios que estos proveen puede ser inaceptable para otro grupo de *stakeholders* (Hein et al. 2006). Por último, la incorporación de este actor social, también, propiciaría para lograr lo establecido por Vereijken (2002) quien augura que al menos tres tipos de productores podrían convivir en el futuro: 1) el productor tradicional, especializado en la producción de *commodities* y especialidades; 2) el productor multifuncional, que además de producir *commodities* y especialidades, contribuye a la conservación y restauración de ambientes rurales y a la preservación de la cultura local; y 3) el productor de servicios de los ecosistemas, una suerte de empresario rural que se especializa en preservar servicios que la sociedad valora. Es de esperar que este futuro no sea tan lejano para que la preservación de la provisión de servicios de los ecosistemas no ocurra cuando éstos se encuentren en un nivel alejado del ideal.

El análisis estructural del modelo conceptual general fue realizado mediante una metodología propia de las ciencias sociales como es el análisis de redes (ver *Sección 2.2.5. Análisis cuantitativo de la estructura de la red conceptual general* en el Capítulo 2). En esta tesis, se utilizaron únicamente tres indicadores (i.e. grado de centralidad, poder de Bonacich y densidad) a pesar de que existe un amplio grupo (ver Hanneman y Riddle 2005). La selección de estos tres indicadores estuvo basada en la necesidad de evaluar aquellos nodos que tienen una mayor o menor influencia sobre la provisión de ocho servicios de los ecosistemas y, por consiguiente, establecer cuáles serían las posibles estrategias a llevar a cabo para incrementar los niveles de provisión de dichos servicios. Los resultados evidenciaron que tanto las variables ambientales como las variables de manejo no mostraron un patrón diferencial sobre su influencia en la provisión de servicios de los ecosistemas (ver Figura 2.5 del Capítulo 2), en contraposición a lo considerado por otros autores que establecen que las prácticas de manejo agrícola son las principales moduladoras de dicha provisión (Dale y Polasky 2007; Swinton et al. 2007; Zhang et al. 2007; Power 2010). La selección de un conjunto mayor de indicadores hubiera aportado información estructural complementaria sobre el modelo conceptual aquí desarrollado. Por ejemplo, se podría haber seleccionado un indicador conocido como *cliqués* (Hanneman y Riddle 2005). Los *cliqués* permiten encontrar aquellos sub-grupos cohesionados dentro de una red en particular (Velázquez y Rey Marín 2007). Este indicador habría resaltado aquellos servicios de los ecosistemas con mayor afinidad entre sí para, de esta manera, evaluar posibles estrategias de uso y manejo de la tierra que consideren su nivel de provisión en conjunto. En resumen, la elección de los indicadores es la principal determinante de la información estructural que se desea obtener del modelo desarrollado.

5.3. APROXIMACIÓN A LA METODOLOGÍA DE REDES BAYESIANAS

El desarrollo de protocolos estandarizados para la evaluación de la oferta y demanda de servicios de los ecosistemas permite: 1) comparar el desempeño de ecosistemas bajo distintas condiciones con una métrica común, 2) facilitar la transferencia de la información hacia los agentes sociales externos (e.g. *stakeholders*), derivando en 3) un acortamiento del camino que va desde la investigación hasta la intervención con el propósito de organizar el uso de la tierra (Ferraro et al. 2011). En este sentido, las Redes Bayesianas han sido utilizadas, en el plano internacional, para la

valoración de la provisión de servicios de los ecosistemas. Sin embargo, en Argentina este es el primer abordaje en el cual se utiliza esta metodología para este tipo de valoración. La comparación de otras plataformas o protocolos de valoración ecológica de servicios de los ecosistemas surgidos en la literatura científica con el desarrollado en esta tesis es esencial para demostrar la complejidad de dichos protocolos (Tabla 5.1). En el ámbito nacional, un protocolo utilizado es ECOSER (Latterra et al. 2009), mientras que en el ámbito internacional puede mencionarse a ARIES (*ARtificial Intelligence for Ecosystem Services*) (Villa et al. 2009b), InVEST (*Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs*) (Tallis et al. 2013) y RIOS (*Resource Investment Optimization System* o Sistema de Optimización de Inversión de Recursos) (Vogl et al. 2013). Estos cuatro protocolos fueron seleccionados debido a que son plataformas estandarizadas en las cuales el usuario incorpora la información requerida y obtiene un valor determinado sin la necesidad de calcular él mismo los algoritmos. Todas estas plataformas cuentan con una guía del usuario en la cual se especifican los pasos a seguir así como los algoritmos utilizados en cada uno de ellos. Si bien existen otros protocolos en la literatura científica para evaluar, desde el punto de vista ecológico, la provisión de servicios de los ecosistemas, los aquí presentados son relativamente sencillos y amigables para cualquier usuario no entrenado en los mismos. Asimismo, los cuatro protocolos seleccionados han sido desarrollados en plataformas que pueden ser descargadas en las computadoras de los usuarios; de esta manera, se les permite incorporar datos cuantitativos con el objetivo de evaluar la provisión de servicios de diversas zonas de estudio.

Tabla 5.1: Comparación de los distintos protocolos que, actualmente, se encuentran en la literatura científica con el objetivo de valorar ecológicamente la provisión de servicios de los ecosistemas. Referencias: ARIES = *ARtificial Intelligence for Ecosystem Services*; InVEST = *Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs*; RIOS = *Resource Investment Optimization System*; C = Carbono; N = Nitrógeno; GIS = *Geographic Information System*.

Protocolo	Objetivo	Servicios de los ecosistemas considerados	Metodología de análisis
ECOSER	Valoración de unidades del paisaje según su capacidad para brindar servicios de los ecosistemas, como soporte para la toma de decisiones sobre uso de la tierra en el marco de procesos de ordenamiento territorial.	a) Secuestro de C en suelo y en atmósfera; b) Evapotranspiración; c) Control de erosión; d) Ciclado de nutrientes y Detoxificación; e) Amortiguación de inundaciones; f) Protección de acuíferos; entre otros.	Combina métodos de evaluación biofísica de distintos tipos de servicios con su valor socio-económico relativo (monetario o no monetario) en forma espacialmente explícita.
ARIES	Herramienta para visualizar, valorar y gestionar los ecosistemas de los que dependen la economía humana y el bienestar.	a) Secuestro y almacenaje de C; b) Visión estética; c) Proximidad al espacio abierto; d) Recreación; e) Regulación de inundaciones; f) Provisión de agua; g) Retención del suelo; y h) Pesca de subsistencia.	Codifica el conocimiento ecológico y socio-económico a través de modelos representando servicios de los ecosistemas y un proceso de integración de datos GIS desde la escala global a la local.
InVEST	Conjunto de dieciséis modelos adecuados a los ecosistemas terrestres, marinos y de agua dulce, utilizados para mapear y asignar el valor de los bienes y servicios de la naturaleza que sostienen y satisfacen la vida humana.	a) Secuestro y almacenaje de C; b) Biodiversidad; c) Purificación del agua; d) Control de la erosión; e) Polinización de cultivos; f) Protección de costas; g) Recreación marina; entre otros.	Basado en funciones de producción que calculan el potencial de los ecosistemas para proporcionar beneficios humanos bajo diferentes condiciones ecológicas.
RIOS	Herramienta para diseñar inversiones rentables de servicios de los ecosistemas provistos por cuencas; es decir, identifica aquellos lugares rentables para invertir en la naturaleza, dentro de los límites de lo que es social y políticamente factible.	a) Control de la erosión para la calidad del agua potable y el mantenimiento del reservorio; b) Retención de nutrientes (nitrógeno y fósforo); c) Mitigación de inundaciones; d) Mejora de la recarga de los acuíferos; e) Caudal base en época seca; f) Biodiversidad; entre otros.	Combina datos biofísicos, sociales y económicos.
Esta tesis	Estimación de la provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos.	a) Balance de C del suelo; b) Balance de N del suelo; c) Control de contaminación del agua subterránea; d) Control de emisión de N ₂ O.	Representa el conocimiento ecológico a través de modelos conceptuales en los cuales se establecen las relaciones lógicas entre el ambiente, el manejo agrícola y la provisión de servicios de los ecosistemas para luego parametrizarlos mediante la metodología probabilística de Redes Bayesianas.

Estos cuatro protocolos tienen varios puntos en común con la metodología desarrollada en esta tesis, así como también algunas diferencias. Gracias a esta comparación se vislumbraron tanto aspectos positivos como aspectos que debieran ser mejorados y/o incorporados en un futuro. A continuación, se detallan los aspectos comparables entre las cinco herramientas:

1) *Evaluación de un grupo de servicios de los ecosistemas*: Los cuatro protocolos presentados en la Tabla 5.1, junto con la herramienta aquí desarrollada, evalúan un amplio grupo de servicios evitando, de esta manera, la crítica recurrente que se le ha hecho a otros autores de analizar a un único servicio de manera aislada, y no a un conjunto de servicios (Rodríguez et al. 2006). Otra crítica interesante que también se ha hecho en los últimos años es la investigación limitada a un grupo selecto de servicios, como son aquellos directamente relacionados con los impactos globales (e.g. secuestro y almacenaje de C) y regionales (e.g. provisión y purificación del agua) (Balvanera et al. 2012), o con la productividad primaria neta y el agua (Viglizzo et al. 2012). Por ejemplo, cuatro de los cinco protocolos se enfocaron en analizar aquel servicio directamente relacionado con el ciclado del C (el protocolo RIOS no lo hizo ya que se centra únicamente en aquellos servicios provistos por cuencas); mientras que la totalidad de los protocolos se enfocaron en un servicio, directa o indirectamente, relacionado con el ciclado del agua. La focalización de los estudios en los mismos grupos de servicios trae aparejado que los sistemas sean evaluados siempre desde el mismo conjunto de procesos o funciones presentes en los ecosistemas; de esta manera, es posible estar haciendo inferencias incompletas sobre dichos sistemas dependiendo del nivel de provisión de los servicios bajo estudio. En este sentido, se podría hacer un esfuerzo por incorporar a los análisis de valoración ecológica, por ejemplo, a los servicios Mantenimiento de la riqueza de especies o Regulación de adversidades bióticas.

2) *Metodología de análisis*: La evaluación de la provisión de servicios de los ecosistemas acarrea la problemática de la diversificación de algoritmos para modelar la relación entre las variables que determinan un servicio en particular. Es por ello que la combinatoria de metodologías de análisis utilizadas entre los cinco protocolos aquí comparados es considerablemente amplia. El protocolo ECOSER se compone de una integración de modelos, reglas e indicadores para la evaluación y mapeo de la provisión de servicios y de la vulnerabilidad ambiental (Lattera et al. 2011; Lattera et al. 2012). InVEST modela la provisión de servicios utilizando funciones simples de producción de la cobertura de la tierra y los atributos asociados (Tallis et al. 2013); mientras que RIOS se basa, por un lado, en ecuaciones e índices que se conjugan para construir modelos de impacto que se utilizan en el análisis diagnóstico para seleccionar los portafolios de inversión y, por otro lado, en modelos provenientes del protocolo InVEST utilizados para estimar el retorno del servicio del ecosistema en la inversión tras la ejecución del portafolio (Vogl et al. 2013). En el caso particular del protocolo ARIES, los modelos conceptuales (específicamente, ontologías¹) se combinan con la metodología probabilística de Redes Bayesianas, lo que lo hace extremadamente similar a la

¹En inteligencia artificial, una ontología es una descripción formal de la conceptualización de un dominio de interés (Gruber 1993; Simón-Cuevas et al. 2008). En ciencias de la computación, una ontología es una estructura formal que describe un dominio conceptual que, usualmente, consiste de un grupo de axiomas que definen conceptos y relaciones entre conceptos (Wand et al. 1999).

herramienta desarrollada en esta tesis. Una diferencia emergente entre ambas metodologías es que las técnicas de inteligencia artificial examinan los datos de origen y seleccionan, del grupo de ontologías, aquellos modelos que mejor representan la situación bajo estudio (Villa et al. 2009b). Clark (2005) establece que la metodología de Redes Bayesianas es útil cuando la problemática a evaluar es compleja; en estos casos, los métodos tradicionales no permiten comprender, en su totalidad, la problemática bajo estudio. Por consiguiente, la metodología probabilística de Redes Bayesianas aporta el marco científico para simular el estado y la dinámica de un sistema en particular sin una descripción matemática detallada ni compleja de las variables presentes en el mismo.

3) *Representación espacialmente explícita de los resultados obtenidos*: Los cuatro protocolos presentados en la Tabla 5.1 muestran sus resultados de manera espacialmente explícita, un aspecto que no fue considerado como parte de la herramienta desarrollada en esta tesis aunque no significa que, a futuro, no pueda incorporarse a la misma (ver *Sección 5.6. Posibles aplicaciones futuras*). La representación espacialmente explícita de los resultados obtenidos hace más sencilla la visualización y posterior explicación de los mismos a un grupo de actores sociales no directamente familiarizados con esta temática (e.g. productores, asesores agropecuarios).

4) *Combinación de valoración económica y ecológica de los servicios de los ecosistemas*: Los protocolos InVEST y RIOS hacen directa alusión a la valuación económica junto con la valoración ecológica de los servicios de los ecosistemas seleccionados; mientras que ECOSER, ARIES y la herramienta desarrollada en esta tesis están enfocadas, únicamente, a la valoración ecológica de los mismos. Las críticas a las valoraciones económicas no han sido pocas, siendo que una serie de autores argumentan que “la naturaleza posee un valor intrínseco que hace que carezca de un precio, y esta es razón suficiente para protegerla” (McCauley 2006). Asimismo, los métodos económicos para valorar servicios en términos monetarios son marcadamente subjetivos, y pueden no ser de mucha utilidad si el valor obtenido no puede ser relacionado con una función ecosistémica directamente asociada a la provisión del servicio bajo estudio (Viglizzo et al. 2012).

5) *Relación entre la provisión de servicios de los ecosistemas y el bienestar humano*: La comprensión de las contribuciones de los ecosistemas a los diferentes componentes objetivos y subjetivos del bienestar humano (Stiglitz et al. 2010) han sido poco abordados (Balvanera et al. 2012). El bienestar humano es uno de los principales motivadores de la generación de proyectos de evaluación de la provisión de servicios de los ecosistemas, por lo que la dimensión humana debe estar presente en los mismos. La inclusión del bienestar humano no radica únicamente en la participación de expertos sino en la incorporación de aquellos actores sociales que tienen una influencia directa sobre los procesos presentes en los ecosistemas (i.e. *stakeholders*) (Menzel y Teng 2010). La relación entre una buena provisión de servicios y el bienestar humano no es lineal (MEA 2005); es decir, cuando la provisión de un servicio es relativamente escasa, una pequeña disminución puede reducir sustancialmente el bienestar humano. La restauración de los ecosistemas, una buena estrategia para incrementar la provisión de servicios de los ecosistemas, puede potencialmente contribuir con la mejora del

bienestar humano (Bullock et al. 2011). Los protocolos presentados en la Tabla 5.1 están muy enfocados en el bienestar humano resultante de un nivel adecuado de la provisión de servicios de los ecosistemas bajo estudio, aspecto que no fue explícitamente considerado en la herramienta aquí desarrollada.

Como ha sido posible deducir de las sentencias anteriores, la evaluación de la provisión de servicios de los ecosistemas mediante la metodología de Redes Bayesianas es un protocolo amigable y sencillo. Sin embargo, como cualquier metodología, presenta ventajas y desventajas a la hora de utilizarlo. En su trabajo, Landuyt et al. (2013) presentaron un análisis FODA de esta metodología para evaluar sus potencialidades con respecto a su utilización para la modelización de los servicios de los ecosistemas. El análisis FODA es una herramienta de análisis que puede ser aplicada a cualquier situación, individuo, producto o empresa que esté actuando como objeto de estudio. Los análisis FODA permiten determinar las Fortalezas (i.e. capacidades especiales con las que se cuenta, y que le permite tener una posición privilegiada frente a la competencia), Oportunidades (i.e. factores que resultan positivos que se deben descubrir en el entorno en el cual actúa el objeto de estudio, y que permiten obtener ventajas competitivas), Debilidades (i.e. factores que provocan una posición desfavorable frente a la competencia), y Amenazas (i.e. situaciones que provienen del entorno, y que pueden llegar a atentar incluso contra la permanencia del objeto de estudio) de una actividad productiva en particular (Lazzari y Maesschalk 2002). A continuación, se presenta el análisis FODA de la metodología de Redes Bayesianas extraído del trabajo de Landuyt et al. (2013) (Tabla 5.2).

Tabla 5.2: Análisis FODA (Fortalezas, Oportunidades, Debilidades, y Amenazas) de la aplicación de la metodología de Redes Bayesianas al modelado de la provisión de servicios de los ecosistemas. (Extraído de Landuyt et al. 2013)

Fortalezas	Oportunidades
<ul style="list-style-type: none"> • Inclusión potencial de conocimiento experto y datos empíricos. <ul style="list-style-type: none"> • Adecuado para el modelado participativo y el manejo adaptativo. <ul style="list-style-type: none"> • Tratamiento explícito de la incertidumbre. • Amplio rango de posibles métodos de validación. 	<ul style="list-style-type: none"> • Interés creciente en el modelado de la provisión de servicios de los ecosistemas. • Ampliación del conocimiento actual sobre las Redes Bayesianas y los algoritmos de inferencia relacionados. <ul style="list-style-type: none"> • Disponibilidad creciente de bases de datos ambientales.
Debilidades	Amenazas
<ul style="list-style-type: none"> • Limitada capacidad de modelar sistemas complejos debido a la ausencia de <i>loops</i> y a la discretización de la información. • Limitadas posibilidades de integración de los softwares actuales. 	<ul style="list-style-type: none"> • Limitada disponibilidad de bases de datos. • Desarrollo de modelos de una sola disciplina. • Limitada aceptación pública y científica de los modelos obtenidos.

Algunas de las sentencias presentes en este análisis FODA, fueron “experimentadas” durante, en primera instancia, el proceso de aprendizaje de la metodología y, posteriormente, la parametrización y cuantificación de las variables presentes en los cuatro modelos cuantitativos seleccionados. A continuación, se detalla cuáles fueron dichas sentencias y se explican sus implicancias para el desarrollo de la herramienta presentada en esta tesis:

1) *Inclusión potencial de conocimiento experto y datos empíricos*: Aguilera et al. (2011), en base a una revisión bibliográfica de los trabajos de distintas disciplinas que utilizaron la metodología de Redes Bayesianas, hallaron que el 15,8% de los autores “pobló” sus modelos a través de bases de datos, el 33,3% lo hizo mediante la consulta a expertos, y el 43,9% utilizó ambas fuentes de información. En esta tesis, particularmente, se utilizaron ambos tipos de información cuantitativa. Las tablas de probabilidad condicional fueron parametrizadas mediante la elicitación del conocimiento experto (i.e. entrevistas a investigadores) (ver *Sección 3.2.3.2. Aprendizaje paramétrico de la metodología de Redes Bayesianas* en el Capítulo 3), mientras que las distribuciones de probabilidad marginal fueron cuantificadas a partir de información cuantitativa proveniente de bases de datos productivas y ambientales (ver *Sección 4.2.2. Datos de simulación* en el Capítulo 4). Tanto las bases de datos ambientales como las productivas aquí utilizadas fueron reales, y no producto de simulaciones de distintos escenarios de manejo agrícola.

2) *Tratamiento explícito de la incertidumbre*: En el caso particular de la provisión de servicios de los ecosistemas, la incertidumbre proviene de tres fuentes: 1) la naturaleza compleja de los ecosistemas que conlleva a interacciones entre sus componentes y, por lo tanto, la dificultad en el nivel de comprensión del funcionamiento de un sistema en particular; 2) la cuantificación de las variables de aquellos modelos que permiten ejemplificar la provisión de servicios en un ecosistema en particular; y 3) la aleatoriedad intrínseca asociada a aquellas variables de entrada que determinan el comportamiento de los ecosistemas (Ascough et al. 2008). A medida que el grado de incertidumbre aumenta, las metodologías de cuantificación que abordan este tipo de dificultades pasan de un marco determinístico² a un marco probabilístico (Sahinidis 2004). En este sentido, la posibilidad de incorporar el proceso de elicitación a los expertos en la metodología de Redes Bayesianas redujo parcialmente el inconveniente producido por estas fuentes de incertidumbre. Debido a las relaciones causales entre las variables de entrada y de salida (variable respuesta), la incertidumbre se propaga a las variables respuesta y son comunicadas como distribuciones de probabilidad en los estados de dichas variables (Landuyt et al. 2013). Por lo tanto, el modelador (y los futuros usuarios de esta información) no obtiene un único valor del proceso de su interés, sino una distribución de probabilidad que le permitirá tomar decisiones más acertadas sobre el funcionamiento de su sistema considerando la probabilidad de ocurrencia de cada uno de los estados de su variable respuesta.

²Un modelo determinístico es un modelo matemático donde las mismas entradas producen invariablemente las mismas salidas, no contemplándose la existencia del azar ni el principio de incertidumbre.

3) *Amplio rango de posibles métodos de validación*: La validación de las Redes Bayesianas es, generalmente, llevada a cabo mediante análisis de sensibilidad, evaluación de los expertos involucrados en el proceso de construcción y parametrización de los modelos, o basada en datos y/o modelos pre-existentes (Aguilera et al. 2011; Landuyt et al. 2013). En este caso, la validación de los cuatro modelos desarrollados se realizó mediante cuatro análisis de sensibilidad (ver *Sección 3.2.4. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas* en el Capítulo 3, y *Sección 4.2.3. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas* en el Capítulo 4), a partir de los cuales se obtuvieron resultados complementarios. De este caso particular, se hablará en la siguiente sección.

4) *Ampliación del conocimiento actual sobre las Redes Bayesianas y los algoritmos de inferencia relacionados*: A partir de los cuatro análisis de sensibilidad llevados a cabo, se amplió el conocimiento sobre las posibles metodologías de validación de las Redes Bayesianas (ver sección siguiente), así como la forma de implementación de las probabilidades elicítadas a los expertos. En este último caso, se destacó la importancia de presentar las tablas de probabilidad condicional en las correspondientes publicaciones con el objetivo de que puedan ser utilizadas por otros autores evitando, de esta manera, la dificultad que implica la parametrización de las distintas variables que conforman un modelo cuantitativo en particular (ver *Sección 3.4. Discusión* en el Capítulo 3).

5) *Limitada capacidad de modelar sistemas complejos debido a la ausencia de loops y a la discretización de la información*: En este caso en particular, se seleccionaron aquellos modelos que no presentaran *loops* (i.e. situación en donde las probabilidades ciclan indefinidamente ya que la estructura es circular) (ver Figura 1.4 del Capítulo 1), debido a su imposibilidad de ser evaluados mediante esta metodología. Por ejemplo, el modelo conceptual del servicio del ecosistema Mantenimiento de la estructura del suelo podría haber sido fácilmente parametrizado y cuantificado debido a que tenía variables y relaciones en común con los cuatro modelos efectivamente seleccionados, pero la presencia de un *loop* entre las variables Residuo de cosecha, Estabilidad estructural del suelo y Rendimiento del cultivo descartó a este modelo (ver Figura 4 del Anexo 3). En este caso, se podría haber eliminado alguna de las relaciones que determinaban este *loop*; sin embargo, el modelo había sido determinado mediante un consenso entre los expertos involucrados en su validación y no correspondía modificar las relaciones previamente establecidas por el sólo hecho de cuantificar el modelo conceptual. Es posible que, en una segunda etapa, se llegue a un nuevo consenso con los expertos entrevistados para validar este modelo con el objetivo de revisar las relaciones presentes en el mismo y, eventualmente, evitar este *loop*.

6) *Limitada disponibilidad de bases de datos*: En este caso en particular, se presentaron ciertos inconvenientes al momento de obtener bases de datos (productivas y ambientales) que no sólo estuvieran completas sino que también pertenecieran a las zonas agrícolas que se deseaba contrastar. Esto pudo verse, específicamente, cuando se analizó la influencia de la historia agrícola sobre la provisión de servicios de los ecosistemas siendo que sólo una (i.e. Centro de Buenos Aires) de las tres zonas bajo análisis tenía como dato los años bajo agricultura continua de los lotes (ver *Sección*

4.2.4.2. *Análisis de la influencia de la historia agrícola y del cultivo antecesor sobre la provisión de cuatro servicios de los ecosistemas* en el Capítulo 4). En un primer momento, además, se intentó obtener bases de datos con información productiva desde la década del '90 con el objetivo de hacer un análisis histórico de la provisión de servicios de los ecosistemas; sin embargo, las zonas agrícolas bajo análisis no contaban con toda la información necesaria para llevar a cabo los subsiguientes análisis.

5.3.1. Análisis de sensibilidad de las Redes Bayesianas

El análisis de sensibilidad mayormente utilizado en los artículos en los cuales se utiliza la metodología de Redes Bayesianas es aquel incorporado en los software *Hugin* (Madsen et al. 2005) y *Netica* (Norsys Software Corp. 2009), denominado “*sensitivity to findings*”. Sin embargo, es posible encontrar otros tipos de análisis de sensibilidad con el objetivo de validar las Redes Bayesianas (ver Marcot et al. 2006; Bashari et al. 2009). Saltelli y Annoni (2010) han destacado que los análisis de sensibilidad comunes a los modelos determinísticos son inadecuados si desean aplicarse para evaluar las Redes Bayesianas debido a que 1) no tienen la capacidad de detectar interacciones entre las distintas variables, y 2) exploran parcialmente el aspecto paramétrico del modelo. Por esta razón, Chen y Pollino (2012) sentenciaron que aquellos análisis de sensibilidad conocidos como “*One-at-a-time*” no son adecuados para esta metodología probabilística, aunque Coupé et al. (1999) y Coupé y van der Gaag (2002) lo hayan utilizado como metodología de validación de sus Redes Bayesianas desarrolladas. Desde este punto de vista, la comparación de los resultados de análisis de sensibilidad propios de los modelos determinísticos y estocásticos³ consistía en una actividad que aún no se había realizado en la literatura científica, y que fue parte central de esta tesis (ver Capítulos 3 y 4).

La comparación de tres metodologías de análisis de sensibilidad resaltó no sólo aspectos inherentes a los modelos desarrollados sino también a los análisis seleccionados. El análisis de sensibilidad “*One-at-a-time*” dio una primera visión sobre las principales variables moduladoras, a partir de la cual se pudo hacer un ranking de influencia de las variables de entrada sobre la variable respuesta de cada uno de los cuatro modelos (ver Tabla 3.4 del Capítulo 3). En el análisis de sensibilidad “*Multiway*”, se observaron los resultados obtenidos a partir de dos posibles combinaciones (i.e. cuatro escenarios hipotéticos, y un escenario deseable vs un escenario no deseable) de las variables de entrada de cada modelo vislumbrándose los posibles resultados a obtener luego de cuantificar dichas variables (ver Figura 3.10 y Figura 3.11 del Capítulo 3). El tercer análisis de sensibilidad (i.e. “*sensitivity to findings*”) fue complementario a los anteriores, debido a que se evaluó el comportamiento de los modelos con la información cuantitativa ya incorporada a las variables de entrada (ver Tabla 4.7 del Capítulo 4).

Gracias a los dos primeros análisis de sensibilidad (i.e. OAT y *Multiway*) se concluyó que los modelos desarrollados fueron sensibles a las variaciones en los valores de probabilidad de las variables de entrada. La sensibilidad de los modelos supondría que los modelos van a responder a la información productiva y ambiental que se les incorpore. Tanto el primer como el tercer análisis de sensibilidad se complementaron ya que fue posible establecer aquellas variables que funcionan como moduladoras de la

³Un modelo es estocástico cuando al menos una variable del mismo es tomada como un dato al azar, y las relaciones entre variables se toman por medio de funciones probabilísticas.

provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos. La variable Rendimiento del cultivo fue la principal moduladora de los valores obtenidos en las variables respuesta Contenido de C en suelo y N disponible en suelo, la variable Textura del suelo en Concentración de NO_3 en agua subterránea, la variable Pérdidas de N en Desnitrificación, y la variable Precipitaciones en ambas variables respuesta (ver Tabla 3.4 del Capítulo 3 y Tabla 4.7 del Capítulo 4). Estos resultados apoyan a aquellos obtenidos durante el análisis estructural del modelo conceptual general (ver Figura 2.5 del Capítulo 2) en cuanto a que tanto las variables ambientales como las variables de manejo no mostraron un patrón diferencial sobre su influencia en la provisión de servicios de los ecosistemas.

La discretización de las variables es una de las mayores críticas que se le ha hecho a las Redes Bayesianas puesto que puede resultar en una menor precisión de los valores probabilísticos de las variables involucradas en los modelos (McCann et al. 2006). La re-discretización de los rangos de los estados de las variables de entrada de las Redes Bayesianas, y la posterior aplicación de estos nuevos rangos en una zona en particular, no se ha encontrado en la literatura científica en la cual se utiliza esta metodología probabilística. Myllymäki et al. (2002) han establecido que la manera en que los datos se discretizan, redundará notablemente en los resultados a obtener; es decir, existirán diferencias en cuanto a los resultados obtenidos con una u otra discretización realizada. En esta tesis pudo verse que no se observaron cambios en los valores finales de cada una de las variables respuesta de cada modelo cuantitativo ante modificaciones en los valores de los rangos de los estados de las variables de entrada (ver Figura 4.2 del Capítulo 4). Existen tres posibles explicaciones para esta falta de respuesta. Primero, el imperceptible cambio en la frecuencia de los datos cuantitativos que se incorporaron a los nuevos rangos generados para cada uno de los estados; es decir, cambiaron los rangos de los estados pero la distribución de los datos no se modificó. Segundo, la base de datos de la zona agrícola seleccionada para este análisis puede no haber generado cambios visibles en los nuevos rangos con respecto a los rangos originales; entonces, la incorporación a este análisis de las restantes zonas agrícolas consideradas en esta tesis (i.e. Centro de Buenos Aires y Litoral Sur) confirmaría o refutaría los resultados obtenidos con la zona agrícola Norte de Córdoba. Tercero, los datos utilizados pueden estar explorando un mismo rango ambiental, por ejemplo, que no genera cambios en las probabilidades de las variables respuesta. Por lo tanto, en una segunda etapa, será recomendable incrementar la cantidad de estados de las variables de entrada con el objetivo de disminuir la amplitud de sus rangos y, luego, rehacer este tipo de análisis. De esta manera, sería posible concluir si los resultados obtenidos del nivel de provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos se deben a la discretización realizada o a lo que, realmente, está ocurriendo en estos sistemas.

5.4. ANÁLISIS CUANTITATIVO DE LA PROVISIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS

La producción agrícola modifica la estructura y la funcionalidad de los ecosistemas. En los agroecosistemas pampeanos, Viglizzo y Frank (2006) establecieron que la expansión agrícola y la intensificación han afectado de manera negativa la provisión de servicios de los ecosistemas. Por el contrario, Carreño y Viglizzo (2011) sentenciaron que los agroecosistemas pampeanos han sido mitificados por poseer un bajo valor ecológico en términos de su provisión de servicios de los ecosistemas en

comparación con otros tipos de ecosistemas. En términos generales, si la intensificación agrícola se incrementa, deteriorará la provisión de diversos servicios (Power 2010), incluyendo a aquellos con valor de mercado. El rango de probabilidades encontradas para los estados de cada variable respuesta con mayor relación con la sustentabilidad de los agroecosistemas (i.e. *Alto* Contenido de C en suelo, *Alto* N disponible en suelo, *Baja* Concentración de NO₃ en agua subterránea, y *Baja* Desnitrificación) no confirmaron totalmente esta última afirmación. El nivel de provisión de los servicios seleccionados, en términos probabilísticos, fue mayor al 50% salvo en el caso de la variable respuesta *Alto* N disponible en suelo que no superó el valor de 20% en ninguno de los casos analizados (i.e. zona agrícola y cultivo) (ver Figura 4.3 y Figura 4.4 del Capítulo 4).

Los resultados obtenidos en esta tesis representaron a los agroecosistemas pampeanos en términos de su provisión de servicios de los ecosistemas bajo diferentes escenarios de manejo agrícola (Paetzold et al. 2010). Sin embargo, es necesario considerar que en esta tesis se evaluó sólo un pequeño sub-conjunto del total de servicios provistos por los agroecosistemas pampeanos (ver Tabla 2.3 del Capítulo 2). El carácter sistémico de un agroecosistema hace difícil caracterizar su estado a partir de variables aisladas o que no reconozcan los múltiples criterios en los que se basa la estructura de estos sistemas (Mendoza y Prabhu 2003). Por lo tanto, sólo es posible hacer inferencias sobre los escenarios de provisión de servicios de este pequeño universo seleccionado. En este sentido, el manejo agrícola debería enfocarse en disminuir la proporción de un uso de la tierra que, a partir de los resultados obtenidos, implicó una menor provisión de servicios de los ecosistemas como lo es el cultivo de soja (ver Figura 4.11 del Capítulo 4). Koschke et al. (2013) afirmaron que el uso de la tierra es un factor influyente en el nivel de provisión de servicios aunque existe información ambigua sobre este aspecto. Schipanki et al. (2014), por ejemplo, incrementaron la provisión de la mayoría de los servicios de soporte y de regulación bajo estudio a partir de la incorporación de un cultivo de cobertura en sus agroecosistemas. La diversificación de la producción se presenta, entonces, como una alternativa para mejorar el uso de los recursos del sistema y diseñar agroecosistemas sustentables (Altieri 1999).

Los modelos cuantitativos aquí desarrollados se cuantificaron con información productiva provista por AACREA. Este detalle no es menor ya que esta información permitió evaluar la provisión de servicios de los ecosistemas a nivel regional (i.e. tres zonas agrícolas: NC, CBA, y LS). Las bases de datos obtenidas representan las condiciones de manejo de los sistemas de producción agrícola de productores nucleados en los grupos CREA que son asesorados por un técnico. Este técnico es el “responsable de gerenciar el plan de trabajo del grupo” además de “preparar y asistir a las reuniones mensuales del grupo, establecer contacto con cada empresa agropecuaria, recopilar y analizar la información que produce el grupo, y buscar permanentemente información nueva” (<http://www.aacrea.org.ar/index.php/todo-empieza-por-el-grupo>). Los asesores de distintas zonas CREA interactúan permanentemente entre sí permitiendo que la información productiva fluya entre ellos (Bert et al. 2011); por lo tanto, el manejo agrícola es bastante homogéneo en distintos puntos de la región. Debido a esta falta de heterogeneidad en el manejo agrícola entre las tres zonas analizadas, es que no se hallaron grandes diferencias en la provisión de los cuatro servicios bajo estudio tanto entre zonas agrícolas como entre cultivos (ver Figura 4.3 y Figura 4.4 del Capítulo 4), o no se halló una clara influencia de la historia agrícola y del cultivo antecesor sobre la provisión de dichos servicios (ver Figura 4.7 y Figura 4.11 del Capítulo 4). Las pequeñas diferencias en la provisión fueron el resultado de variaciones en las variables ambientales y edáficas entre cada zona agrícola, como ser las precipitaciones, la

temperatura, la textura del suelo y/o la erosión del suelo. La falta de un patrón en las respuestas obtenidas podría estar determinada, entonces, por un sesgo en los productores utilizados. Es factible preguntarse, entonces, qué resultados se hubieran obtenido de haberse incorporado información cuantitativa proveniente de otras fuentes (e.g. censos nacionales, productores independientes, *pools* de siembra).

La información cuantitativa incorporada a los modelos correspondió a diez campañas agrícolas (2000/2001 a 2009/2010). Si bien los resultados presentados durante el Capítulo 4 incorporaban esta información (ver Figura 4.7 y Figura 4.11 del Capítulo 4), no se hizo totalmente explícita la variación en la provisión a lo largo del tiempo. En la Figura 5.1, se presenta la provisión de los cuatro servicios de los ecosistemas seleccionados en las tres zonas agrícolas pero para un solo cultivo (i.e. maíz), ya que para los dos restantes el patrón observado fue similar (en soja, con menores valores de probabilidad en los casos de las variables respuesta Alto Contenido de C en suelo y Alto N disponible en suelo). Estos resultados mostraron que durante los diez años analizados la provisión de servicios permaneció constante en las tres zonas analizadas, salvo en el caso de la variable respuesta Baja Desnitrificación donde tres campañas agrícolas presentaron disminuciones abruptas en su provisión debidas a modificaciones en la variable ambiental Precipitaciones (ver *Sección 4.4.2. Estimación de la provisión de servicios de los ecosistemas* en el Capítulo 4). En consonancia con estos resultados, Carreño y Viglizzo (2011) determinaron la oferta relativa de servicios de los ecosistemas para tres períodos de tiempo en Región Pampeana, sin hallarse variaciones temporales en los valores obtenidos tanto para la región en su totalidad como para las seis sub-regiones pampeanas (ver Tabla 1.3 del Capítulo 1). En contraposición, Caride et al. (2012) analizaron la dinámica del C en Pampa Ondulada por un período de 60 años hallando una disminución en su contenido en el suelo. A partir de estas dos sentencias, el análisis realizado en esta tesis indica que los modelos cuantitativos parecerían más adecuados para ser aplicados en el análisis de producciones que, por un lado, cuenten con información productiva de más de una década y, por otro lado, presenten mayor variabilidad en la utilización de recursos que la abarcada por las tres zonas de estudio (e.g. sistemas agrícolas extensivos vs sistemas agrícolas intensivos). Este tipo de razonamiento también fue propuesto al momento de discutir los resultados hallados luego de evaluar los agroecosistemas pampeanos mediante la síntesis emergética (Benzi 2013). Es de esperar, entonces, que un análisis que tome en cuenta estas consideraciones permita aumentar la eficiencia de detección de la metodología de posibles variaciones en la provisión de servicios. A partir de estos nuevos análisis, existe la posibilidad de detectar patrones específicos de uso de los recursos e insumos externos (e.g. fertilización nitrogenada, riego) que sean determinantes de la provisión de servicios en los agroecosistemas pampeanos.

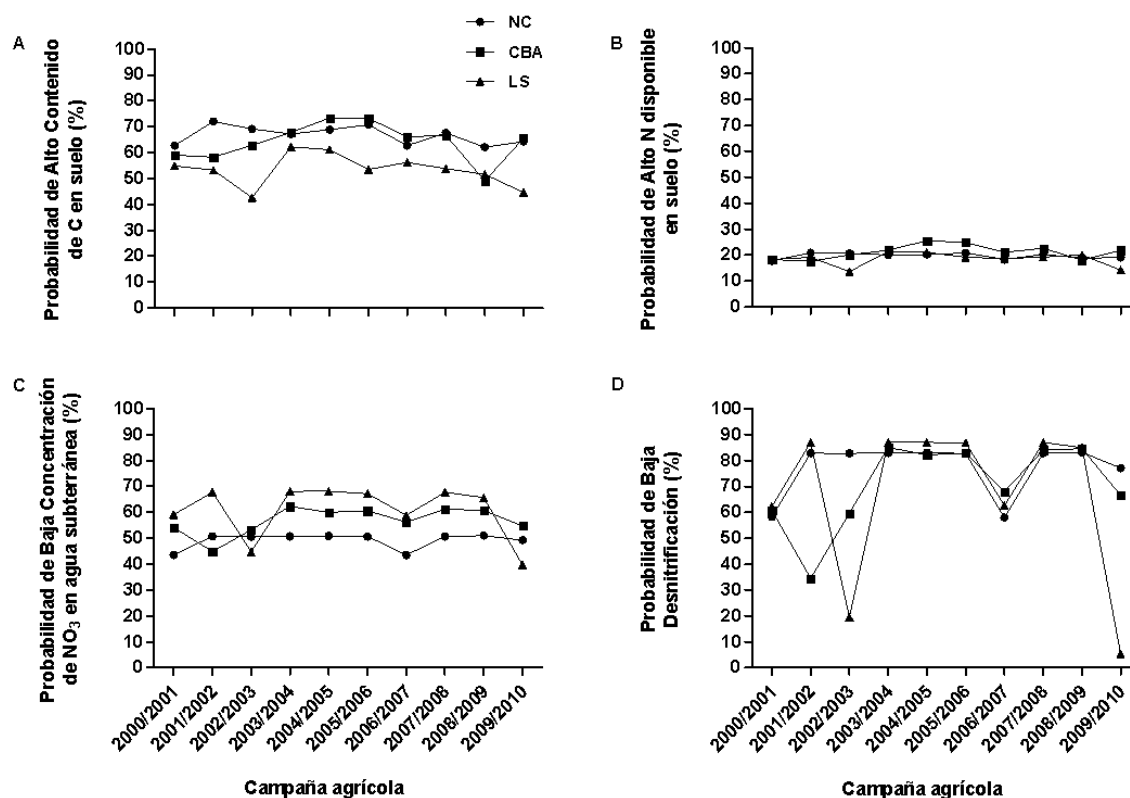


Figura 5.1: Respuesta probabilística de cada una de las cuatro variables respuesta en relación a las tres zonas agrícolas bajo estudio. Las variables respuesta de cada modelo son: A) Contenido de C en suelo, B) N disponible en suelo, C) Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Desnitrificación. En cada uno de los cuatro casos, se encuentra representado aquel estado con mayor relación con la sustentabilidad de los agroecosistemas pampeanos: A) Alto Contenido de C en suelo, B) Alto N disponible en suelo, C) Baja Concentración de NO_3 en agua subterránea, y D) Baja Desnitrificación. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur; C = Carbono; N = Nitrógeno.

El análisis de *trade-offs* y sinergias se ha convertido en un enfoque sumamente interesante con el objetivo de evaluar los niveles resultantes de sistemas bajo producción agrícola (Klapwijk et al. 2014). En esta tesis, el análisis cualitativo y el análisis cuantitativo se complementaron para destacar la presencia de un *trade-off* en particular. Basado en la estructura conceptual desarrollada, un *trade-off* entre los servicios Balance de N del suelo y Control de contaminación del agua subterránea fue determinado cualitativamente (ver Figura 2.2 del Capítulo 2). Al momento de parametrizar y cuantificar ambos modelos mediante la metodología de Redes Bayesianas, este *trade-off* fue apoyado cuantitativamente. Los bajos niveles de aplicación de fertilización nitrogenada al sistema determinaron no sólo bajos valores de probabilidad de la variable respuesta Alto N disponible en suelo (Figura 5.1 B), sino también un Balance de N en el suelo negativo que afectó positivamente el control de contaminación del agua subterránea. Es decir, la concentración de NO_3 en agua subterránea disminuyó al mismo tiempo que lo hizo el N disponible en el suelo (Figura 5.1 C). Es interesante destacar que estos resultados positivos definen la necesidad de metodologías cualitativas y cuantitativas de análisis de la provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos así como en otros sistemas agrícolas.

5.5. CONCLUSIONES GENERALES

La sustentabilidad es una propiedad inherente a los agroecosistemas. En 1989, la FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*) definió que: “Una agricultura sostenible es aquella que, en el largo plazo, mejora la calidad ambiental y la base del recurso de las cuales la agricultura depende; provee las necesidades humanas básicas de alimentos y fibras; es económicamente viable y realza la calidad de vida de los productores y de la sociedad en su totalidad”. Esta definición deja implícita la sentencia de que la sustentabilidad de los agroecosistemas puede ser evaluada a través de tres dimensiones: 1) dimensión ecológica, 2) dimensión social, y 3) dimensión económica, respectivamente (ver Figura 1.1 del Capítulo 1). Por lo tanto, lograr un agroecosistema sustentable va más allá de la posibilidad de asegurar el funcionamiento del sistema natural sino que, además, debe asegurar una distribución socialmente justa de sus beneficios y ser económicamente rentable (Ferraro 2005).

En las últimas décadas, la sustentabilidad de los agroecosistemas ha cobrado importancia tanto en el ámbito científico como en el ámbito productivo. En el primer caso, por ejemplo, la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires ha lanzado un portal educativo denominado “Sustentabilidad en los sistemas agropecuarios y naturales. Su enseñanza en el nivel superior a través de las nuevas tecnologías de información y comunicación” (<http://ced.agro.uba.ar/sustentabilidad/>), del cual participaron docentes y alumnos de dicha institución. En el segundo caso, por ejemplo, a nivel nacional, AACREA tiene un grupo de trabajo enfocado en el desarrollo de un sistema de indicadores ambientales, que “apunta a que el productor agropecuario vaya incorporando criterios ambientales en la toma de decisiones de su empresa agropecuaria” (<http://www.aacrea.org.ar/index.php/investigacion/ambiente>); mientras que AAPRESID (Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa) lidera el programa de la agricultura certificada de empresas agrícolas que consta del sistema de Buenas Prácticas Agrícolas (BPA) y de la aplicación de indicadores de gestión ambiental (<http://www.aapresid.org.ar/ac/>).

Más allá de los niveles de provisión de servicios de los ecosistemas obtenidos en las tres zonas agrícolas bajo estudio y los resultados difusos provenientes de la evaluación de la importancia del cultivo antecesor y la historia agrícola sobre dicha provisión, el enfoque analítico desarrollado en esta tesis puede ser de utilidad en dos aspectos. Por un lado, es factible de ser utilizado para la evaluación de la sustentabilidad de los agroecosistemas pampeanos desde la dimensión ecológica. Es posible, entonces, inferir el estado de sustentabilidad de los agroecosistemas pampeanos bajo estudio, no sin olvidar las limitantes remarcadas en las secciones anteriores sobre los resultados obtenidos (e.g. origen de las bases de datos utilizadas, entre otros). Por otro lado, podría asistir a los *stakeholders* en la toma de decisiones con el objetivo de llevar a cabo estrategias sustentables de uso de la tierra. La implementación de esta herramienta en una plataforma virtual en la cual tanto productores como asesores incorporen sus estrategias de manejo y obtengan el nivel de provisión de servicios de los ecosistemas de sus sistemas productivos se consideraría un instrumento de suma utilidad en la evaluación ambiental de la producción agrícola actual en Región Pampeana.

La Figura 5.2 resume, de manera integral, el recorrido lógico seguido a lo largo de esta tesis así como los principales avances logrados en el conocimiento no sólo sobre los servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos sino también en relación con la metodología probabilística de Redes Bayesianas. El desarrollo de la tesis se apoyó en información proveniente de los agroecosistemas (tanto cualitativa como cuantitativa) abarcando no sólo el conocimiento sobre las relaciones

funcionales de distintas variables ecosistémicas que ayudan a entender la provisión de servicios de los ecosistemas, sino también la condición ambiental y de manejo agrícola de los agroecosistemas. Esta información externa se incorporó a tres etapas analíticas clave de la generación de esta tesis, como son los procesos de 1) conceptualización, 2) parametrización, y 3) aplicación. A partir de allí, se obtuvieron tres productos principales: 1) la red conceptual de provisión de servicios de los ecosistemas, 2) la red cuantitativa de provisión de servicios de los ecosistemas, y 3) el nivel de provisión de servicios de los ecosistemas en agroecosistemas pampeanos. Estos tres productos, a su vez, fueron la base para siete interrogantes vinculados, directamente, a objetivos específicos planteados en los distintos capítulos. Estos interrogantes fueron respondidos mediante diversas metodologías de análisis descriptas en cada uno de los capítulos previos, y se discutieron los resultados obtenidos y sus implicancias tanto en las discusiones parciales como en este último capítulo. En resumen, los aportes originales más destacados de esta tesis fueron los siguientes: 1) presencia de relaciones negativas (*trade-offs*) y positivas (sinergias) entre distintos servicios de los ecosistemas; 2) existencia de un peso relativo de las variables ambientales y de manejo agrícola sobre la provisión de servicios de los ecosistemas; 3) sensibilidad de los modelos cuantitativos frente a modificaciones en las variables de entrada tanto de manera aislada (i.e. variables aisladas) como en forma conjunta (i.e. múltiples variables); 4) determinación de las variables moduladoras de la provisión de servicios de los ecosistemas en agroecosistemas pampeanos; 5) ausencia de un patrón particular en la respuesta a distintas opciones de re-discretización de los rangos de los estados de las variables de entrada de cada modelo; 6) conocimiento de los niveles de provisión de un conjunto de servicios de los ecosistemas tanto en tres zonas agrícolas (NC, LS, y CBA) como con tres cultivos agrícolas (trigo, maíz, y soja), y primera aproximación a la relevancia del cultivo antecesor y de la historia agrícola sobre la provisión de servicios de los ecosistemas (Figura 5.2).

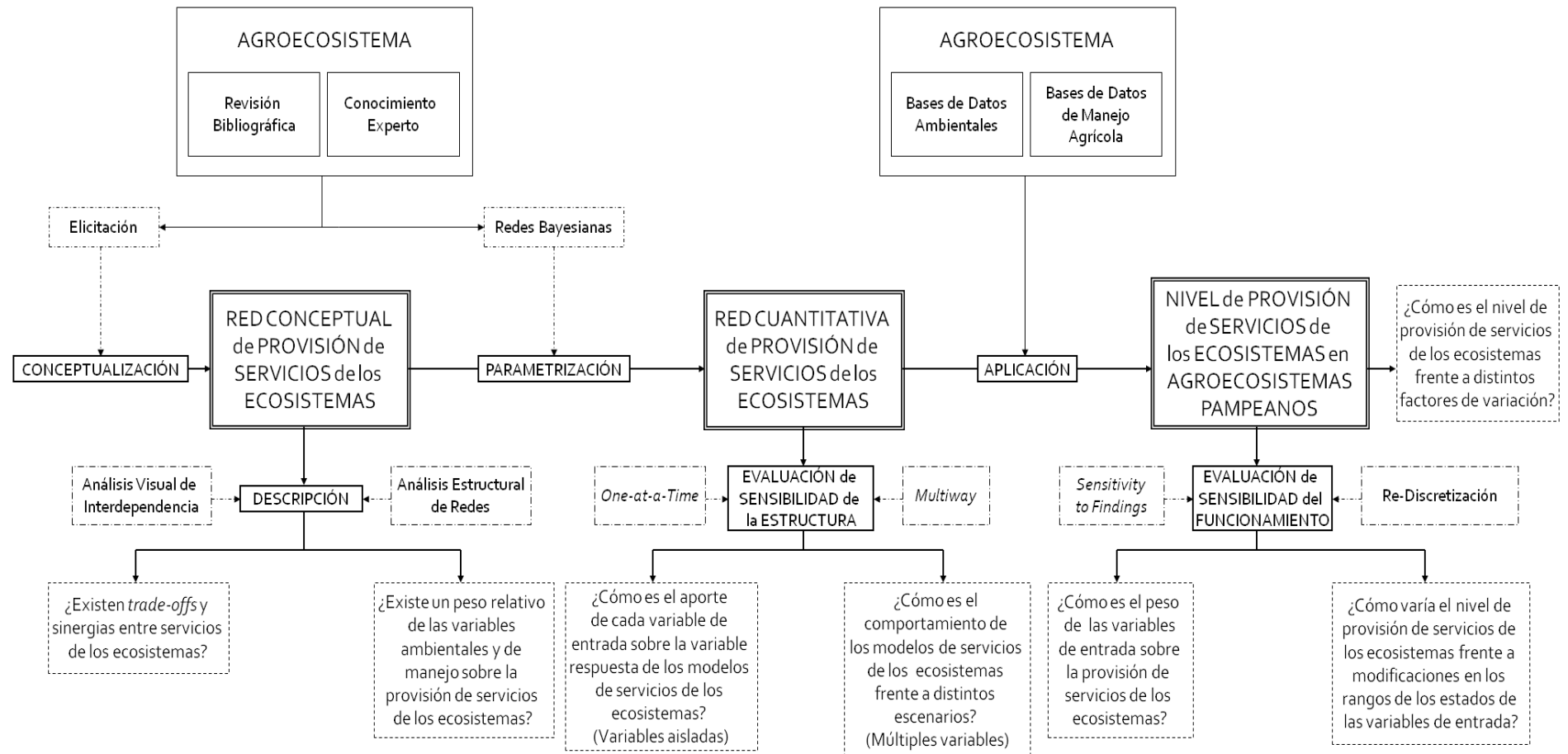
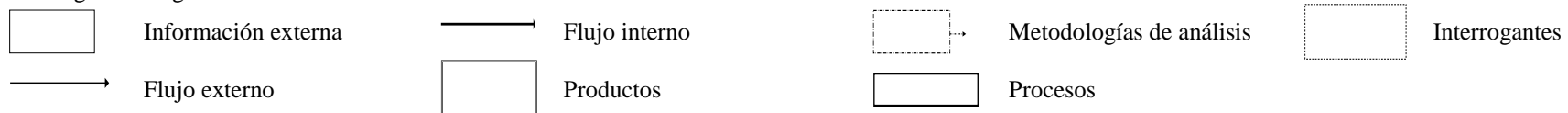


Figura 5.2: Representación esquemática del recorrido lógico seguido en esta tesis incorporando los productos principales, los procesos, las metodologías de análisis y los interrogantes surgidos. Referencias:



5.6. POSIBLES APLICACIONES FUTURAS

En la actualidad, existen, por lo menos, dos razones principales para la investigación en servicios de los ecosistemas: 1) un aumento a nivel mundial de la presión humana sobre la naturaleza, que fundamenta la necesidad de un uso sustentable de los recursos naturales y el desarrollo de métodos de valoración y de regulación de esos recursos; y 2) la capacidad de traducir la complejidad de las funciones ecológicas en un vocabulario común neutral para generar discusiones multidisciplinarias no sólo dentro de la comunidad científica sino también en el ámbito político (Vihervaara et al. 2010). Por lo tanto, es necesario continuar profundizando el conocimiento sobre la provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos. A continuación, se explicitan las posibles líneas de investigación que podrían surgir en base a lo discutido en esta tesis:

- *Cambio climático y servicios de los ecosistemas:* Las relaciones causales entre el cambio climático y los cambios en los ecosistemas son poco conocidas, ya que no existen estudios que se hayan centrado en los servicios de los ecosistemas (Gosling 2013). El cambio climático no sólo implica la variación en las condiciones físicas que limitan la distribución de las especies, sino también el incremento en las temperaturas globales, el cambio en los regímenes de precipitaciones, el incremento en los niveles de dióxido de carbono, la crecida de los niveles de los mares, eventos climáticos más extremos, y las migraciones humanas (Montoya y Raffaelli 2010). Dichas modificaciones exacerbarán muchas de las consecuencias negativas ya existentes generadas directamente por la humanidad sobre la sustentabilidad de los ecosistemas (Mooney et al. 2009). El análisis del impacto del cambio climático sobre la provisión de servicios de los ecosistemas es esencial debido a que representan el nodo final de una cadena de interacciones presentes en los sistemas socio-ecológicos. En este sentido, a partir de los modelos generados en esta tesis sería posible evaluar los cambios en la provisión de servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos como consecuencia del cambio climático con la información provista por las predicciones publicadas por el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC, por su sigla en inglés). En la Tabla 5.3, se presentan las predicciones directamente relacionadas con el impacto sobre el sector agrícola en la Región Pampeana; mientras que en la Tabla 5.4, aquellas predicciones asociadas a las modificaciones en los valores de temperatura y precipitaciones para América del Sur, en términos generales. Estas predicciones podrían ser la base para generar escenarios futuros (ambientales y productivos) a ser incorporados en los modelos bayesianos aquí generados.

Tabla 5.3: Impactos futuros del cambio climático en el sector agrícola de la Región Pampeana. (Extraído de la página web del IPCC que obtuvo los datos del artículo publicado por Magrin y Travasso (2002))

Escenario climático	Impacto en el rendimiento (%)		
	Trigo	Maíz	Soja
+1/+2/+3°C (550 ppm CO ₂).I	+11/+3/-4	0/-5/-9	+40/+42/+39
UKMO (+5,6°C) (550 ppm CO ₂).I	-16	-17	+14

Tabla 5.4: Cambios proyectados en las temperaturas y precipitaciones para América del Sur. (Extraído de la página web del IPCC) Referencias: J/J/A = Junio/Julio/Agosto; D/E/F = Diciembre/Enero/Febrero.

Cambios proyectados		Año 2020	Año 2050	Año 2080
Cambios en Temperatura (°C)	Invierno (J/J/A)	+0,6 a +1,1	+1,0 a +2,9	+1,8 a +4,5
	Verano (D/E/F)	+0,8 a +1,2	+1,0 a +3,0	+1,8 a +4,5
Cambios en Precipitaciones (%)	Invierno (J/J/A)	-5 a +3	-12 a +10	-12 a +12
	Verano (D/E/F)	-3 a +5	-5 a +10	-10 a +10

- *GIS y servicios de los ecosistemas:* Valoraciones espacialmente explícitas de los servicios a lo largo del paisaje que puedan informar del uso y manejo de la tierra aún son necesarias (Balmford et al. 2002; MEA 2005). La representación espacialmente explícita de la provisión de servicios de los ecosistemas representa un valor agregado para los *stakeholders*, ya que permite visualizar de manera gráfica el estado actual de los sistemas en términos del nivel de provisión de los servicios seleccionados. Actualmente, un tercio de las publicaciones relacionadas con los servicios de los ecosistemas modelados con la metodología de Redes Bayesianas representan mediante GIS sus resultados (Landuyt et al. 2013). En este sentido, los resultados presentes en esta tesis son factibles, también, de ser representados de esta manera. Sin embargo, dicha empresa no resultaría del todo sencilla ya que se debería modificar la escala de análisis (pasar a una escala mucho más pequeña que la que se aborda en esta tesis) de las variables de entrada.

- *Bienestar humano y servicios de los ecosistemas:* Si bien los servicios de los ecosistemas se han definido como aquellos beneficios percibidos por la humanidad (MEA 2005), poco se ha avanzado sobre la relación entre el bienestar humano y la provisión de dichos servicios. Esta relación está basada en el precepto de que el bienestar humano depende de ecosistemas “saludables”. Menzel y Teng (2010) proponen que se debería debatir con distintos actores sociales directamente vinculados con los ecosistemas para que, de esta manera, el concepto de servicios de los ecosistemas pase de un estado teórico a un estado práctico. En este sentido, los beneficios a obtener serán más jugosos cuando los participantes tengan una influencia directa sobre el proceso de generación de nuevo conocimiento (Tuler y Webler 1999), la información utilizada y aplicada sea considerada relevante por los participantes (Webler et al. 2001), y el lenguaje y los conceptos utilizados en el debate propicien una buena comunicación (Rowe y Frewer 2004). Por lo tanto, los futuros estudios deberían involucrar a los posibles usuarios desde el comienzo de la investigación, con el fin de que contribuyan en la implementación de soluciones sustentables para sus sistemas de producción.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Abeyasekera S, Ritchie JM, Lawson-McDowall J (2002) Combining ranks and scores to determine farmers' preferences for bean varieties in southern Malawi. *Experimental Agriculture* 38:97-109.
- Abramson N (1981) *Teoría de la información y codificación*. Editorial Paraninfo. Madrid, España. Pp. 216.
- Acosta H, Forrest BM (2009) The spread of marine non-indigenous species via recreational boating: A conceptual model for risk assessment based on fault tree analysis. *Ecological Modelling* 220:1586-1598.
- Aguilera PA, Fernández A, Fernández R, Rumí R, Salmerón A (2011) Bayesian networks in environmental modelling. *Environmental Modelling & Software* 26:1376-1388.
- Altesor A, Barral MP, Booman G, Carreño L, Cristeche E, Isacch JP, Maceira N, Pérez N (2011) Servicios ecosistémicos: Un marco conceptual en construcción. Aspectos conceptuales y operativos. En: Lateral P, Jobbágy E, Paruelo JM (Eds.) *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA. Buenos Aires. Pp. 645-657.
- Altieri MA (1999) Agroecología: principios y estrategias para diseñar sistemas agrarios sustentables. En: Altieri MA (Ed.) *Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable*. Ediciones Científicas Americanas.
- Álvarez R, Grigera S (2005) Analysis of soil fertility and management effects on yields of wheat and corn in the Rolling Pampa of Argentina. *Journal of Agronomy & Crop Science* 191:321-329.
- Ascough II JC, Maier HR, Ravalico JK, Strudley MW (2008) Future research challenges for incorporation of uncertainty in environmental and ecological decision-making. *Ecological Modelling* 219:383-399.
- Austin AT, Piñeiro G, Gonzalez-Polo M (2006) More is less: agricultural impacts on the N cycle in Argentina. *Biogeochemistry* 79:45-60.
- Azar C, Holmberg J, Lindgren K (1996) Socio-ecological indicators for sustainability. *Ecological Economics* 18:89-112.
- Balmford A, Bruner A, Cooper P, Costanza R, Farber S, Green RE, Jenkins M, Jefferiss P, Jessamy V, Madden J, Munro K, Myers N, Naeem S, Paavola J, Rayment M, Rosendo S, Roughgarden J, Trumper K, Turner RK (2002) Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297:950-953.
- Balvanera P, Castillo A, Lazos Chavero E, Caballero K, Quijas S, Flores A, Galicia C, Martínez L, Saldaña A, Sánchez M, Maas M, Ávila P, Martínez Y, Galindo LM, Sarukhán J (2011) Marcos conceptuales interdisciplinarios para el estudio de los servicios ecosistémicos en América Latina. En: Lateral P, Jobbágy E, Paruelo J (Eds.) *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA. Pp. 39-68.
- Balvanera P, Uriarte M, Almeida-Leñero L, Altesor A, DeClerck F, Gardner T, Hall J, Lara A, Lateral P, Peña-Claros M, Silva Matos DM, Vogl AL, Romero-Duque LP, Arreola LF, Caro-Borrero AP, Gallego F, Jain M, Little C, de Oliveira Xavier R, Paruelo JM, Peinado JE, Poorter L, Ascarrunz N, Correa F, Cunha-Santino MB, Hernández-Sánchez AP, Vallejos M (2012) Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services* 2:56-70.

- Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M, Casanoves F, Di Rienzo JA, Robledo CW (2008) Manual del Usuario. Editorial Brujas. Córdoba, Argentina.
- Barbier EB, Koch EW, Silliman BR, Hacker SD, Wolanski E, Primavera J, Granek EF, Polasky S, Aswani S, Cramer LA, Stoms DM, Kennedy CJ, Bael D, Kappel CV, Perillo GME, Reed DJ (2008) Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science* 319:321-323.
- Barral MP, Maceira NO (2012) Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154:34-43.
- Barrios E (2007) Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics* 64:269-285.
- Bashari H, Smith C, Bosch OJH (2009) Developing decision support tools for rangeland management by combining state and transition models and Bayesian belief networks. *Agricultural Systems* 99:23-34.
- Batista WB, Taboada MA, Lavado RS, Perelman SB, León RJC (2005) Asociación entre comunidades vegetales y suelos en el pastizal de la Pampa Deprimida. En: Oesterheld M, Aguiar M, Ghersa CM, Paruelo JM (Eds.) *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas*. Editorial Facultad de Agronomía. Pp. 113-129.
- Bennett E, Balvanera P (2007) The future of production systems in a globalized world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:191-198.
- Bennett EM, Peterson GD, Gordon LJ (2009) Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12:1-11.
- Benzi P (2013) Análisis integrado del consumo de bienes y servicios ecológicos y económicos en ecosistemas agrícolas pampeanos: el uso de la emergencia como indicador sistémico de sustentabilidad. Tesis para obtener el título de Magister en Producción Vegetal. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires.
- Bert FE, Podestá GP, Rovere SL, Menéndez AN, North M, Tatara E, Laciana CE, Weber E, Ruiz Toranzo F (2011) An agent based model to simulate structural and land use changes in agricultural systems of the Argentine pampas. *Ecological Modelling* 222:3486-3499.
- Björklund J, Limburg KE, Rydberg T (1999) Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden. *Ecological Economics* 29:269-291.
- Bockstaller C, Girardin P, van der Werf HMG (1997) Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy* 7:261-270.
- Boiffin J, Malezieux E, Picard D (2002) Cropping systems for the future. En: Nösberger J, Geiger HH, Struik PC (Eds.) *Crop Science* 261-279.
- Bonacich P (1987) Power and centrality: A family of measures. *American Journal of Sociology* 92:1170-1182.
- Boody G, Vondracek B, Andow DA, Krinke M, Westra J, Zimmerman J, Welle P (2005) Multifunctional agriculture in the United States. *BioScience* 55:27-38.
- Borgatti SP, Carboni I (2007) Measuring individual knowledge in organizations. *Organizational Research Methods* 10:449-462.
- Borgatti SP, Everett MG, Freeman LC (2002) *Ucinet 6 for Windows: Software for Social Network Analysis*. Harvard, Analytic Technologies.

- Borsuk ME, Stow CA, Reckhow KH (2004) A Bayesian network of eutrophication models for synthesis, prediction, and uncertainty analysis. *Ecological Modelling* 173:219–239.
- Breiman L, Friedman R, Olshen R, Stone C (1984) Classification and regression trees. Boca Raton, Florida. CRC Press. Pp. 368.
- Bressan GM, Oliveira VA, Hruschka Jr. ER, Nicoletti MC (2009) Using Bayesian networks with rule extraction to infer the risk of weed infestation in a corn-crop. *Engineering Applications of Artificial Intelligence* 22:579-592.
- Brown MT, Ulgiati S (2004) Emergy analysis and environmental accounting. *Eyclopedia of Energy*. Volume 2. Elsevier Inc.
- Bullock JM, Aronson J, Newton AC, Pywell RF, Rey-Benayas JM (2011) Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* 26(10):541-549.
- Burkhard B, Petrosillo I, Costanza R (2010) Ecosystem services – bridging ecology, economy and social sciences. *Ecological Complexity* 7:257-259.
- Busch M, La Notte A, Laporte V, Erhard M (2012) Potentials of quantitative and qualitative approaches to assessing ecosystem services. *Ecological Indicators* 21:89-103.
- Cariboni J, Gatelli D, Liska R, Saltelli A (2007) The role of sensitivity analysis in ecological modelling. *Ecological Modelling* 203:167-182.
- Caride C, Piñeiro G, Paruelo JM (2012) How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154:23-33.
- Carpenter SR (2002) Ecological futures: Building an ecology of the long now. *Ecology* 83:2069–2083.
- Carpenter SR, Folke C (2006) Ecology for transformation. *Trends in Ecology and Evolution* 21:309-315.
- Carpenter SR, Mooney HA, Agard J, Capistrano D, Defries RS, Diaz S, Dietz T, Duraipah AK, Oteng-Yeboah A, Pereira HM, Perrings C, Reid WV, Sarukhan J, Scholes RJ, Whyte A (2009) Science for managing ecosystem services: beyond the millennium ecosystem assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:1305–1312.
- Carreño L, Frank FC, Viglizzo EF (2012) Trade-offs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154:68-77.
- Carreño LV, Viglizzo EF (2007) Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales en Argentina. Ediciones INTA. Pp. 74.
- Carreño LV, Viglizzo EF (2011) Efecto de la agricultura sobre la provisión de servicios ecosistémicos. En: Viglizzo EF, Jobbágy E (Eds.) *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Ediciones INTA. Pp. 47-51.
- Carta de suelo de la República Argentina (1987) Hoja 3163-26. Villa del Rosario, Córdoba. Ediciones INTA.
- Casas R (2003) Sustentabilidad de la agricultura en la región Pampeana. EEA Balcarce. Ediciones INTA.
- Castelletti A, Soncini-Sessa R (2007) Bayesian Networks and participatory modelling in water resource management. *Environmental Modelling & Software* 22:1075-1088.

- Catena A, Ramos MM, Trujillo HM (2003) *Análisis multivariado. Un manual para investigadores*. Editorial Biblioteca Nueva. Madrid, España. Pp. 413.
- Chapin SF, Matson P, Mooney HA (2002) *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer Verlag.
- Chee YE (2004) An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120:549-565.
- Chen SH, Pollino CA (2012) Good practice in Bayesian network modelling. *Environmental Modelling & Software* 37:134-145.
- Chisholm RA (2010) Trade-offs between ecosystem services: Water and carbon in a biodiversity hotspot. *Ecological Economics* 69:1973-1987.
- Ciliberti N, Galagovsky LR (1999) Las redes conceptuales como instrumento para evaluar el nivel de aprendizaje conceptual de los alumnos. Un ejemplo para el tema de dinámica. *Enseñanza de las Ciencias* 17:17-29.
- Clark JS (2005) Why environmental scientist are becoming Bayesians. *Ecology Letters* 8:2-14.
- Clemen RT, Winkler RL (1999) Combining probability distributions from experts in risk analysis. *Risk Analysis* 19:187-203.
- Coleman DC, Hendrix PF (1988) Agroecosystem processes. En: Pomeroy LR, Alberts JJ (Eds.) *Concepts of ecosystem ecology*. Springer-Verlag. New York, New York, USA. Pp. 149-170.
- Conway GR (1985) Agroecosystem analysis. *Agricultural Administration* 20:31-55.
- Conway GR (1987) The properties of agroecosystems. *Agricultural Systems* 24:95-117.
- Cook KS, Emerson RM, Gilmore MR, Yamagishi T (1983) The distribution of power in exchange networks: Theory and experimental results. *American Journal of Sociology* 89:275-305.
- Cooke NJ (1994) Varieties of knowledge elicitation techniques. *International Journal of Human-Computer Studies* 41:801-849.
- Cork SJ, Shelton D, Binning C, Parry R (2001) A framework for applying the concept of ecosystem services to natural resource management in Australia. En: Rutherford I, Sheldon F, Brierley G, Kenyon C (Eds.) *Third Australian Stream Management Conference*. August 27-29, 2001. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. Brisbane. Pp.157-162.
- Cornelissen AMG, van den Berg J, Koops WJ, Kaymak U (2003) Elicitation of expert knowledge for fuzzy evaluation of agricultural production systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95:1-18.
- Costanza R (2008) Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141:350-352.
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo JM, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo JM, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M (1998) The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics* 25:67-72.
- Coupé VMH, Peek N, Ottenkamp J, Habbema JDF (1999) Using sensitivity analysis for efficient quantification of a belief network. *Artificial Intelligence in Medicine* 17:223-247.

- Coupé VMH, van der Gaag LC (2002) Properties of sensitivity analysis of Bayesian belief networks. *Annals of Mathematics and Artificial Intelligence* 36:323-356.
- Cronin P, Ryan F, Coughlan M (2008) Undertaking a literature review: a step-by-step approach. *British Journal of Nursing* 17:38-43.
- Cruzate G, Gorgas J, Bustos V, Panigatti JL (2008a) *Suelos y ambientes de Córdoba*. Ediciones INTA.
- Cruzate G, Panigatti JL, Moscatelli G (2008b) *Suelos y ambientes de Buenos Aires*. Ediciones INTA.
- Cumming G, Peterson G (2005) Ecology in global scenarios in *Ecosystems and human well-being: scenarios*, Volume 2. En: Carpenter SR, Pingali PL, Bennett EM, Zurek MB (Eds.) *Findings of the Scenarios Working Group of the Millenium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington D.C., USA. Pp. 45-70.
- Daily GC (1997) Introduction: what are ecosystem services? En: Daily GC (Ed.) *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. Washington DC. Pp. 1-10.
- Daily GC (2000) Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy* 3:333-339.
- Daily GC, Alexander S, Ehrlich PR, Goulder L, Lubchenco J, Matson PA, Mooney HA, Postel S, Schneider SH, Tilman D, Woodwell GM (1997) Ecosystem services: Benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* 2:1-16.
- Daily GC, Matson PA (2008) Ecosystem services: from theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(28):9455-9456.
- Daily GC, Polasky S, Goldstein J, Kareiva PM, Mooney HA, Pejchar L, Ricketts TH, Salzman J, Shallenberger R (2009) Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:21-28.
- Dale VH, Polasky S (2007) Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics* 64:286-296.
- Dalkey N, Helmer O (1963) An experimental application of the DELPHI method to the use of experts. *Management Science* 9:458-467.
- Das B (2000) *Representing uncertainties using Bayesian Networks*. DSTO Electronics and Surveillance Research Laboratory. Salisbury, South Australia.
- de Groot RS, Alkemade R, Braat L, Hein L, Willemen L (2010) Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7(3):260-272.
- de Groot RS, Wilson MA, Boumans RMJ (2002) A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.
- De`ath G, Fabricius KE (2000) Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81(11):3178-3192.
- Delgado LE, Marín VH, Bachmann PL, Torres-Gomez M (2009) Conceptual models for ecosystem management through the participation of local social actors: the Río Cruces wetland conflict. *Ecology and Society* 14(1):50.
- Dennis B (1996) Discussion: should ecologists become Bayesians? *Ecological Applications* 6:1095-1103.
- Dibie-Barthélemy J, Haemmerlé O, Salvat E (2006) A semantic validation of conceptual graphs. *Knowledge-Based Systems* 19:498-510.

- Dimuro Peter G (2008) Los ecosistemas como laboratorios. La búsqueda de modos de vivir para una operatividad de la sostenibilidad. Tesis para obtener el título de de Máster Oficial en Ciudad y Arquitectura Sostenibles. Escuela Técnica Superior de Arquitectura. Universidad de Sevilla.
- Dlamini WM (2010) A Bayesian belief network analysis of factors influencing wildfire occurrence in Swaziland. *Environmental Modelling & Software* 25:199-208.
- Dominati E, Patterson M, Mackay A (2010) A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69:1858-1868.
- Dorner S, Shi J, Swayne D (2007) Multi-objective modelling and decision support using a Bayesian network approximation to a non-point source pollution model. *Environmental Modelling & Software* 22:211-222.
- Egoh B, Reyers B, Rouget M, Richardson DM, Le Maitre DC, van Jaarsveld AS (2008) Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127:135-140.
- Eigenbrod F, Armsworth PR, Anderson BJ, Heinemeyer A, Gillings S, Roy DB, Thomas CD, Gaston KJ (2010) The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47:377-385.
- Ellison SLR, Gregory S, Hardcastle WA (1998) Quantifying uncertainty in qualitative analysis. *The Analyst* 123:1155-1161.
- Enfors EI, Gordon LJ, Peterson GD, Bossio D (2008) Making investments in dryland development work: participatory scenario planning in the Makanya Catchment, Tanzania. *Ecology and Society* 13:42.
- Farber S, Costanza R, Wilson M (2002) Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41:375-392.
- Farshad A, Zinck JA (1993) Seeking agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 47:1-12.
- Feola G, Binder CR (2010) Towards an improved of farmers` behaviour: The integrative agent-centred (IAC) framework. *Ecological Economics* 69:2323-2333.
- Fernandes LAO, Woodhouse PJ (2008) Family farm sustainability in southern Brazil: An application of agri-environmental indicators. *Ecological Economics* 66:243-257.
- Fernández E (2004) Análisis de clasificadores bayesianos. Trabajo Final de Especialidad en Ingeniería de Sistemas Expertos. Escuela de Postgrado. Instituto Tecnológico de Buenos Aires.
- Ferraro DO (2005) La sustentabilidad agrícola en la Pampa Interior (Argentina): desarrollo y evaluación de indicadores de impacto ambiental del uso de pesticidas y labranzas usando lógica difusa. Tesis para obtener el título de Doctor en Ciencias Agropecuarias. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires.
- Ferraro DO (2009) Fuzzy knowledge-based model for soil condition assessment in Argentinean cropping systems. *Environmental Modelling & Software* 24:359-370.
- Ferraro DO, Ghera CM, Rivero DE (2012) Weed vegetation of sugarcane cropping systems of Northern Argentina: Data-mining methods for assessing the environmental and management effects on species composition. *Weed Science* 60:27-33.
- Ferraro DO, Ghera CM, Sznaider GA (2003) Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 96:1-18.

- Ferraro DO, Piñeiro G, Laterra P, Nogués A, de Prada J (2011) Aproximaciones y herramientas para la evaluación de servicios ecosistémicos. En: Laterra P, Jobbágy E, Paruelo JM (Eds.) Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA. Buenos Aires. Pp. 673-687.
- Ferraro DO, Rivero DE, Ghera CM (2009) An analysis of the factors that influence sugarcane yield in Northern Argentina using classification and regression trees. *Field Crops Research* 112:149-157.
- Fisher B, Turner RK (2008) Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation* 141:1167-1169.
- Fisher B, Turner RK, Morling P (2009) Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Ford DN, Sterman JD (1998) Expert knowledge elicitation to improve formal and mental models. *System Dynamics Review* 14(4):309-340.
- Galagovsky LR (1993) Redes conceptuales: Base teórica e implicaciones para el proceso de enseñanza-aprendizaje de las ciencias. *Enseñanza de las Ciencias* 11:301-307.
- García P, Amadi A, Schiaffino S, Campo M (2007) Evaluating Bayesian networks' precision for detecting students' learning styles. *Computers & Education* 49:794-808.
- García-Llorente M, Martín-López B, Díaz S, Montes C (2011) Can ecosystem properties be fully translated into service values? An economic valuation of aquatic plant services. *Ecological Applications* 21(8):3083-3103.
- Gentile JH, Harwell MA, Cropper W, Harwell CC, DeAngelis D, Davis S, Ogden JC, Lirman D (2001) Ecological conceptual models: a framework and case study on ecosystem management for South Florida sustainability. *Science of the Total Environment* 274:231-253.
- Ghera CM, Omacini M, Ferraro DO, Martínez-Ghera MA, Perelman SB, Satorre EH, Soriano A (2000) Estimación de indicadores de sustentabilidad de los sistemas mixtos de producción en la Pampa Interior. *Revista Argentina de Producción Animal* 20:49-66.
- Girardin P, Bockstaller C, Van der Werf H (1999) Indicators: Tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 13:5-21.
- Girardin P, Bockstaller C, Van der Werf H (2000) Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment: the AGRO*ECO method. *Environmental Impact Assessment Review* 20:227-239.
- Gómez Sal A (2007) Componentes del valor del paisaje mediterráneo y el flujo de servicios de los ecosistemas. *Ecosistemas* 16:97-108.
- Gómez-Limón JA, Sanchez-Fernandez G (2010) Empirical evaluation of agricultural sustainability using composite indicators. *Ecological Economics* 69:1062-1075.
- Gómez-Sal A, Belmontes JA, Nicolau JM (2003) Assessing landscape values: a proposal for a multidimensional conceptual model. *Ecological Modelling* 168:319-341.
- Gosling SN (2013) The likelihood and potential impact of future change in the large-scale climate-earth system on ecosystem services. *Environmental Science & Policy* 27(1):15-31.
- Grêt-Regamey A, Brunner SH, Altwegg J, Bebi P (2012) Facing uncertainty in ecosystem services-based resource management. *Journal of Environmental Management* 127:145-154.

- Grêt-Regamey A, Straub D (2006) Spatially explicit avalanche risk assessment linking Bayesian networks to a GIS. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 6:911-926.
- Gruber TR (1993) A translation approach to portable ontology specifications. *Knowledge Acquisition* 5:199-220.
- Haines-Young R (2011) Exploring ecosystem service issues across diverse knowledge domains using Bayesian Belief Networks. *Progress in Physical Geography* 35:681-699.
- Haines-Young RH, Paterson J, Potschin M (2011) The UK NEA Scenarios: Development of storylines and analysis of outcomes. En: UK National Ecosystem Assessment, Technical Report. Cambridge UNEP-WCMC, Chapter 25.
- Hall AJ, Rebella CM, Ghera CM, Culot JR (1992) Field-crop systems of the Pampas. En: Pearsons CJ (Ed.) *Ecosystems of the World series*. Elsevier, Amsterdam. Pp. 413-450.
- Hamby DM (1994) A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental Monitoring and Assessment* 32:135-154.
- Hanneman RA, Riddle M (2005) Introduction to social network methods. Riverside, C.A. University of California, Riverside.
- Hansen JW (1996) Is agricultural sustainability a useful concept? *Agricultural Systems* 50:117-143.
- Heal G, Daily GC, Ehrlich PR, Salzman J, Boggs C, Hellman J, Hughes J, Kremen C, Ricketts T (2001) Protecting natural capital through ecosystem service districts. *Stanford Environmental Law Journal* 20:333-364.
- Hein L, van Koppen K, de Groot RS, van Ierland EC (2006) Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57:209-228.
- Henriksen HJ, Rasmussen P, Brandt G, von Bülow D, Jensen FV (2007) Public participation modeling using Bayesian networks in management of groundwater contamination. *Environmental Modelling & Software* 22:1101-1113.
- INTA-SAGyP (1990) Atlas de suelos de la República Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Buenos Aires, Argentina.
- Irurtia CB, Cruzate G (sin fecha) Aplicación de la ecuación universal de predicción de pérdidas de suelo en la provincia de Buenos Aires. Ediciones INTA.
- Jain AK, Dubes RC (1988) Algorithms for clustering data. New Jersey. Prentice-Hall. Pp. 320.
- James A, Low Choy S, Mengersen K (2010) Elicitor: An expert elicitation tool for regression in ecology. *Environmental Modelling & Software* 25:129-145.
- Jenkins WA, Murray BC, Kramer RA, Faulkner SP (2010) Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics* 69(5):1051-1061.
- Jensen FH, Nielsen TD (2007) Bayesian Networks and Decision Graphs. Springer Verlag.
- Kampichler C, Hernández-Daumás S, Ochoa-Gaona S, Geissen V, Huerta E, de Jong B (2009) Indicators of environmentally sound land use in the humid tropics: The potential roles of expert opinion, knowledge engineering and knowledge discovery. *Ecological Indicators* 10(2):320-329.

- Kenkel NC, Derksen DA, Thomas AG, Watson PR (2002) Multivariate analysis in weed science research. *Weed Science* 50:281-292.
- Khan SA, Sharma DK (2009) Dynamics of agricultural practices on ecosystem services: An overview. *Green Farming* 2(5):321-324.
- Kitzes J, Wackernagel M (2009) Answers to common questions in Ecological Footprint accounting. *Ecological Indicators* 9:812-817.
- Klapwijk CJ, van Wijk MT, Rosenstock TS, van Asten PJA, Thornton PK, Giller KE (2014) Analysis of trade-offs in agricultural systems: current status and way forward. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 6:110-115.
- Koch EW, Barbier EB, Silliman BR, Reed DJ, Perillo GME, Hacker SD, Granek EF, Primavera JH, Muthiga N, Polasky S, Halpern BS, Kennedy CJ, Kappel CV, Wolanski E (2009) Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1):29-37.
- Koschke L, Fürst C, Lorenz M, Witt A, Frank S, Makeschin F (2013) The integration of crop rotation and tillage practices in the assessment of ecosystem services provision at the regional scale. *Ecological Indicators* 32:157-171.
- Krayer von Krauss MP, Casman EA, Small MJ (2004) Elicitation of expert judgements of uncertainty in the risk assessment of herbicide-tolerant oilseed crops. *Risk Analysis* 24(6):1515-1527.
- Kremen C, Ostfeld RS (2005) A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:540-548.
- Kristensen K, Rasmussen IA (2002) The use of a Bayesian Network in the design of a decision support system for growing malting barley without use of pesticides. *Computers and Electronics in Agriculture* 33:197-217.
- Lamanda N, Roux S, Delmotte S, Merot A, Rapidel B, Adam M, Wery J (2012) A protocol for the conceptualisation of an agro-ecosystem to guide data acquisition and analysis and expert knowledge integration. *European Journal of Agronomy* 38:104-116.
- Landuyt D, Broekx S, D'hondt R, Engelen G, Aertsens J, Goethals PLM (2013) A review of Bayesian belief networks in ecosystem service modeling. *Environmental Modelling & Software* 46:1-11.
- Lattera P, Castellarini F, Orúe E (2011) ECOSER: Un protocolo para la evaluación biofísica de servicios ecosistémicos y la integración con su valor social. En: Lattera P, Jobbágy E, Paruelo JM (Eds.) *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA. Buenos Aires. Pp. 359-390.
- Lattera P, Orúe ME, Booman GC (2012) Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154:56-67.
- Lattera P, Orúe ME, Zelaya KD, Booman G, Cabria F (2009) Jerarquización y mapeo de pastizales según su provisión de servicios ecosistémicos. En: Pillar VD, Müller SC, Castilhos ZM, Jacques AVA (Eds.) *Campos Sulinos*. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília. Brasil. Pp. 128-136.
- Lavado RS, Taboada MA (2009) The Argentinean Pampas: A key region with a negative nutrient balance and soil degradation needs better nutrient management and conservation programs to sustain its future viability as a world agresource. *Journal of Soil and Water Conservation* 64:150-153.

- Lawes RA, Lawn RJ (2005) Application of industry information in sugarcane production systems. *Field Crops Research* 92:353-363.
- Lazzari LL, Maesschalck V (2002) Control de gestión: una posible aplicación del análisis FODA. *Cuaderno del CIMBAGE* N°5:71-90.
- Léger B, Naud O (2009) Experimenting statecharts for multiple experts knowledge elicitation in agriculture. *Expert Systems with Applications* 36:11296-11303.
- Levy JK, Hipel KH, Kilgour DM (2000) Using environmental indicators to quantify the robustness of policy alternatives to uncertainty. *Ecological Modelling* 130:79-86.
- López Puga J, García García J, de la Fuente Sánchez L, Inmaculada de la Fuente Solana E (2007) Las redes bayesianas como herramientas de modelado en psicología. *Anales de Psicología* 23:307-316.
- Lorencová E, Frelichová J, Nelson E, Vackár D (2013) Past and future impacts of land use and climate change on agricultural ecosystem services in the Czech Republic. *Land Use Policy* 33:183-194.
- Low Choy S, O'Leary R, Mengersen K (2009) Elicitation by design in ecology: using expert opinion to inform priors for Bayesian statistical models. *Ecology* 90:265-277.
- Macedo-Sousa JA, Soares AMVM, Tarazona JV (2009) A conceptual model for assessing risks in a Mediterranean Natura 2000 Network site. *Science of the Total Environment* 407:1224-1231.
- Madsen AL, Jensen F, Kjærulff UB, Lang M (2005) The Hugin tool for probabilistic graphical models. *International Journal of Artificial Intelligence Tools* 14(3):507-543.
- Magrin GO, Travasso MI (2002) An integrated climate change assessment from Argentina (Chapter 10) En: Doering III O, Randolph JC, Southworth J, Pfeifer RA (Eds.) *Effects of climate change and variability on agricultural production systems*. Kluwer Academic Publishers, Boston. Pp. 193-219.
- Malekmohammadi B, Kerachian R, Zahraie B (2009) Developing monthly operating rules for a cascade system of reservoirs: Application of Bayesian Networks. *Environmental Modelling & Software* 24:1420-1432.
- Manuel-Navarrete D, Gallopin G, Blanco M, Díaz-Zorita M, Ferraro DO, Herzer H, Laterra P, Morello J, Murmis MR, Pengue W, Piñeiro M, Podestá G, Satorre EH, Torrent M, Torres F, Viglizzo E, Caputo MG, Celis A (2005) Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. CEPAL. *Serie Medio Ambiente y Desarrollo* N° 118. Santiago de Chile, Chile. Pp. 65.
- Manuel-Navarrete D, Gallopín G, Blanco M, Díaz-Zorita M, Ferraro DO, Herzer H, Laterra P, Murmis M, Podestá G, Rabinovich J, Satorre E, Torres F, Viglizzo E (2009) Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environment, Development and Sustainability* 11:612-638.
- Marcot BG, Steventon JD, Sutherland GD, McCann RK (2006) Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modelling and conservation. *Canadian Journal for Forest Research* 36:3063-3074.
- Markle SM (1978) *Designs for designers*. Champaign, Ill: Stipes.
- Martín de Santa Olalla F, Dominguez A, Ortega F, Artigao A, Fabeiro C (2007) Bayesian networks in planning a large aquifer in Eastern Mancha, Spain. *Environmental Modelling & Software* 22:1089-1100.

- Martin TG, Kuhnert PM, Mengersen K, Possingham HP (2005) The power of expert opinion in ecological models using bayesian methods: impact of grazing on birds. *Ecological Applications* 15:266-280.
- Martín-López B, Gómez-Baggethun E, Lomas PL, Montes C (2009) Effects of spatial and temporal scales on cultural services valuation. *Journal of Environmental Management* 90:1050-1059.
- Matson PA, Parton WJ, Power AG, Swift MJ (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277:504-509.
- Mayer AL (2008) Strengths and weaknesses of common sustainability indices for multidimensional systems. *Environmental International* 34:277-291.
- McCann RK, Marcot BG, Ellis R (2006) Bayesian belief networks: applications in ecology and natural resource management. *Canadian Journal for Forest Research* 36:3053-3062.
- McCauley DJ (2006) Selling out on nature. *Nature* 443:27-28.
- McCloskey JT, Lilieholm RJ, Cronan C (2011) Using Bayesian belief networks to identify potential compatibilities and conflicts between development and landscape conservation. *Landscape and Urban Planning* 101:190-203.
- McNay RS, Marcot BG, Brumovsky V, Ellis R (2006) A Bayesian approach to evaluating habitat for woodland caribou in north-central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 36:3117-3133.
- MEA (2005) Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being. Washington, DC.
- Mendoza GA, Prabhu R (2003) Qualitative multi-criteria approaches to assessing indicators of sustainable forest resource management. *Forest Ecology and Management* 174:329-343.
- Menzel S, Teng J (2010) Ecosystem services as a stakeholder-driven concept for conservation science. *Conservation Biology* 24(3):907-909.
- Metzger MJ, Rounsevell MDA, Acosta-Michlik L, Leemans R, Schroter D (2006) The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114:69-85.
- Meylan L, Merot A, Gary C, Rapidel B (2013) Combining a typology and a conceptual model of cropping system to explore the diversity of relationships between ecosystem services: The case of erosion control in coffee-based agroforestry systems in Costa Rica. *Agricultural Systems* 118:52-64.
- Montoya JM, Raffaelli D (2010) Climate change, biotic interactions and ecosystem services. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 365:2013-2018.
- Moolenaar SW, Van Der Zee SEATM, Lexmond TM (1997) Indicators of the sustainability of heavy-metal management in agro-ecosystems. *Science of the Total Environment* 201:155-169.
- Mooney H, Ehrlich P (1997) Ecosystem services: a fragmentary history. En: Daily GC (Ed.) *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. Washington DC. Pp. 11-19.
- Mooney H, Larigauderie A, Cesario M, Elmquist T, Hoegh-Guldberg O, Lavorel S, Mace GM, Palmer M, Scholes R, Yahara T (2009) Biodiversity, climate change, and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 1:46-54.
- Müller F (2005) Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecological Indicators* 5:280-294.

- Muhlenbach F, Rakotomalala R (2005) Discretization of continuous attributes. En: Wang J (Ed.) *Encyclopedia of Data Warehousing and Mining*. IGI Global. Pp. 397-402.
- Myllymäki P, Silander T, Tirri H, Uronen P (2002) B-Course: a web-based tool for Bayesian and causal data analysis. *International Journal of Artificial Intelligence Tools* 11(3):369-387.
- Naidoo R, Balmford A, Costanza R, Fisher B, Green RE, Lehner B, Malcolm TR, Ricketts TH (2008) Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(28):9495-9500.
- Newham LTH, Norton JP, Prosser IP, Croke BFW, Jakeman AJ (2003) Sensitivity analysis for assessing the behaviour of a landscape-based sediment source and transport model. *Environmental Modelling & Software* 18:741-751.
- Nicholson E, Mace GM, Armsworth PR, Atkinson G, Buckle S, Clements T, Ewers RM, Fa JE, Gardner TA, Gibbons J (2009) Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *Journal of Applied Ecology* 46:1139-1144.
- Norsys Software Corp. (2009) Netica. www.norsys.com
- Odum EP (1969) The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- Orúe ME, Laterra P, Cabria F (2007) Expansión de la frontera agrícola en Argentina y erosión hídrica: mapas de riesgo utilizando el modelo USLE con apoyo de SIG. XII Congreso de Asociación Española de Teledetección. Mar del Plata 19-21 de septiembre.
- Paetzold A, Warren PH, Maltby LL (2010) A framework for assessing ecological quality based on ecosystem services. *Ecological Complexity* 7:273-281.
- Panigatti JL, Cruzate G, Tasi H, Bedendo D (2008) Suelos y ambientes de Entre Ríos. Ediciones INTA.
- Paruelo JM, Alcaraz-Segura D, Volante J (2011) El seguimiento del nivel de provisión de los servicios ecosistémicos. En: Laterra P, Jobbágy E, Paruelo JM (Eds.) *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA. Buenos Aires. Pp. 141-162.
- Paruelo JM, Guerschman JP, Verón SR (2005) Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15(87):14-23.
- Payraudeau S, van der Werf HMG (2005) Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107:1-19.
- Pengue W (2001) Impacto de la expansión de la soja en la Argentina. Globalización, desarrollo agropecuario e ingeniería genética: Un modelo para armar. *Biodiversidad – Sustento y Culturas*. N° 29. Montevideo.
- Penna J, de Prada J, Cristeche E (2011) Valoración económica de los servicios ambientales: teoría, métodos y aplicaciones. En: Laterra P, Jobbágy E, Paruelo J (Eds.) *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA. Pp. 85-120.
- Pereira HM, Reyers B, Watanabe M, Bohensky E, Foale S, Palm C, Espaldon MV, Armenteras D, Tapia M, Rincón A, Lee MJ, Patwardhan A, Gomes I (2005) Condition and trends of ecosystem services and biodiversity in Ecosystems and human well-being: multi scale assessments, Volume 4. En: Capistrano D, Samper C, Lee MJ, Raudsepp-Hearne C (Eds.) *Findings of the Sub-global Assessments Working Group of the Millenium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington D.C., USA. Pp.171-203.

- Pérez Andrés C (2000) ¿Deben estar las técnicas de consenso incluidas entre las técnicas de investigación cualitativa? *Revista Española de Salud Pública* 74:319-321.
- Pocock MJO, Johnson OT, Wasiuk DK (2011) Succinctly assessing the topological importance of species in flower-pollinator networks. *Ecological Complexity* 8:265-272.
- Pollino CA, Woodberry O, Nicholson A, Korb K, Hart BT (2007) Parameterisation and evaluation of a Bayesian network for use in an ecological risk assessment. *Environmental Modelling & Software* 22:1140-1152.
- Porter J, Costanza R, Sandhu H, Sigsgaard L, Wratten S (2009) The value of producing food, energy, and ecosystem services within an agro-ecosystem. *Ambio* 38(4):186-193.
- Posthumus H, Rouquette JR, Morris J, Gowing DJG, Hess TM (2010) A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England. *Ecological Economics* 69:1510-1523.
- Power AG (2010) Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 365:2959-2971.
- Rapidel B, Defèche C, Traoré B, Lancon J, Wery J (2006) In field development of a conceptual model for crop functioning and management: a case study on cotton in Southern Mali. *European Journal of Agronomy* 24:304-315.
- Rapport DJ, Costanza R, McMichael AJ (1998) Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology and Evolution* 13:397-402.
- Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Bennett EM (2010) Ecosystem service bundle for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 11:5242-5247.
- Reed MS, Fraser EDG, Dougill AJ (2006) An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. *Ecological Economics* 59:406-418.
- Reiter MA, Saintil M, Yang Z, Pokrajac D (2009) Derivation of a GIS-based watershed-scale conceptual model for the St. Jones River Delaware from habitat-scale conceptual models. *Journal of Environmental Management* 90:3253-3265.
- Rimski-Korsakov H, Rubio G, Lavado RS (2004) Potential nitrate losses under different agricultural practices in the pampas region, Argentina. *Agricultural Water Management* 65:83-94.
- Robertson GP, Swinton SM (2005) Reconciling agricultural productivity and environmental integrity: a grand challenge for agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:38-46.
- Rodriguez JP, Beard TD, Bennett EM, Cumming GS, Cork SJ, Agard J, Obson AP, Peterson GD (2006) Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11(1):28.
- Roel A, Firpo H, Plant RE (2007) Why do some farmers get higher yields? Multivariate analysis of a group of Uruguayan rice farmers. *Computations & Electronics in Agriculture* 58:78-92.
- Rossing WAH, Zander P, Josien E, Groot JCJ, Meyer BC, Knierim A (2007) Integrative modelling approaches for analysing the impact of multifunctional agriculture: A review for France, Germany and The Netherlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120:41-57.

- Rótolo GC, Francis CA (2008) Los servicios ecosistémicos en el “corazón” agrícola de Argentina. Ediciones INTA. Pp. 1-21.
- Rowe G, Frewer LJ (2004) Evaluating public-participation exercises: a research agenda. *Science Technology & Human Values* 29:512-557.
- Ruttan VW (1994) Constraints on the design of sustainable systems of agricultural production. *Ecological Economics* 10(3):209-219.
- Rykiel EJ Jr. (1996) Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling* 90:229-244.
- Sahinidis NV (2004) Optimization under uncertainty: state-of-the-art and opportunities. *Computers & Chemical Engineering* 28:971-983.
- Saltelli A, Annoni P (2010) How to avoid a perfunctory analysis. *Environmental Modelling & Software* 25:1508-1517.
- Sandhu HS, Crossman ND, Smith FP (2012) Ecosystem services and Australian agricultural enterprises. *Ecological Economics* 74:19-26.
- Sandhu HS, Wratten SD, Cullen R (2007) From poachers to gamekeepers: perceptions of farmers towards ecosystem services on arable farmland. *International Journal of Agricultural Sustainability* 5:39-50.
- Satorre EH (2005) Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy* 15:24-31.
- Schipanski ME, Barbercheck M, Douglas M, Finney DM, Haider K, Kaye JP, Kemanian AR, Mortensen DA, Ryan MR, Tooker J, White C (2014) A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agricultural Systems* 125:12-22.
- Schoell R, Binder CR (2009) System perspectives of experts and farmers regarding the role of livelihood assets in risk perception: Results from the structured mental model approach. *Risk Analysis* 29:205-222.
- Seppelt R, Dormann CF, Eppink FV, Lautenbach S, Schmidt S (2011) A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology* 48:630-636.
- Simón-Cuevas A, Ceccaroni L, Rosete-Suárez A (2008) An approach to formal modeling of environmental knowledge via concept maps and ontologies. *iEMSs 2008: International Congress on Environmental Modelling and Software - Integrating Sciences and Information Technology for Environmental Assessment and Decision Making*. 4th Biennial Meeting of iEMSs.
- Smith CS, Howes AL, Price B, McAlpine CA (2007) Using a Bayesian belief network to predict suitable habitat of an endangered mammal – The Julia Creek dunnart (*Sminthopsis douglasi*). *Biological Conservation* 139(3-4):333-347.
- Smith RI, Dick JMcP, Scott EM (2011) The role of statistics in the analysis of ecosystem services. *Environmetrics* 22:608-617.
- Solow R (1986) On the intergenerational allocation of natural resources. *Scandinavian Journal of Economics* 88:141-149.
- Soriano A, Aguiar MR (1998) Estructura y funcionamiento de los agroecosistemas. *Ciencia e Investigación* 50:63-73.
- Soriano A, León RJC, Sala OE, Lavado RS, Deregibus VA, Cahuepé MA, Scaglia OA, Velázquez CA, Lemcoff JH (1991) Temperate subhumid grasslands of South America in Natural grasslands. En: Coupland RT (Ed.) *Ecosystems of the World*, Vol. 8. Amsterdam, Elsevier. Pp. 367-407.

- Stallman HR (2011) Ecosystem services in agriculture: Determining suitability for provision by collective management. *Ecological Economics* 71:131-139.
- StatSoft, Inc. (2008) STATISTICA (data analysis software system) versión 8.0. www.statsoft.com
- Steinborn W, Svirezhev Y (2000) Entropy as an indicator of sustainability in agro-ecosystems: North Germany case study. *Ecological Modelling* 133:247-257.
- Stiglitz JE, Sen A, Fitoussi JP (2010) Mismeasuring our lives: Why GDP doesn't add up. The New Press, New York.
- Swift MJ, Izac AMN, van Noordwijk M (2004) Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes – are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104:113-134.
- Swinton SM, Lupi F, Robertson GP, Hamilton SK (2007) Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics* 64:245-252.
- Tallis HT, Ricketts T, Guerry AD, Wood SA, Sharp R, Nelson E, Ennaanay D, Wolny S, Olwero N, Vigerstol K, Pennington D, Mendoza G, Aukema J, Foster J, Forrest J, Cameron D, Arkema K, Lonsdorf E, Kennedy C, Verutes G, Kim CK, Guannel G, Papenfus M, Toft J, Marsik M, Bernhardt J, Griffin R, Glowinski K, Chaumont N, Perelman A, Lacayo M, Mandle L, Griffin R, Hamel P, Chaplin-Kramer R (2013) InVEST 2.6.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford.
- Tasi H, Bedendo D (2008) Aptitud agrícola de las tierras de la provincia de Entre Ríos. Serie Extensiva 47. EEA Paraná. Ediciones INTA.
- Taylor M (2009) What is sensitivity analysis? *Health economics. What is...? Series*.
- Thogmartin WE (2010) Sensitivity analysis of North American bird population estimates. *Ecological Modelling* 221:173-177.
- Thompson J, Millstone E, Scoones I, Ely A, Marshall F, Shah E, Stagl S (2007) Agri-food system dynamics: pathways to sustainability in an era of uncertainty. STEPS Working Paper 4. STEPS Centre, Brighton.
- Ticehurst JL, Curtis A, Merritt WS (2011) Using Bayesian Networks to complement conventional analyses to explore landholder management of native vegetation. *Environmental Modelling & Software* 26:52-65.
- Ticehurst JL, Newham LTH, Rissik D, Letcher RA, Jakeman AJ (2007) A Bayesian network approach for assessing the sustainability of coastal lakes in New South Wales, Australia. *Environmental Modelling & Software* 22: 1129-11
- Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671-677.
- Troy A, Wilson MA (2006) Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics* 60:435-449.
- Tufts Academic Technology (2008) Visual Understanding Environment (VUE) version 2.2.8. Tufts University, Massachusetts, USA.
- Tuler S, Webler T (1999) Voices from the forest: what participants expect of a publication participation process. *Society and Natural Resources* 12:437-453.
- Uusitalo L (2007) Advantages and challenges of Bayesian networks in environmental modelling. *Ecological Modelling* 203:312-318.
- Van Cauwenbergh N, Biala K, Biellers C, Brouckaert V, Franchois L, Garcia Ciudad V, Hermy M, Mathijs E, Muys B, Reijnders J, Sauvenier X, Valckx J, Vanclooster M,

- Van der Veken B, Wauters E, Peeters A (2007) SAFE - A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120:229–242.
- van der Gaag L, Helsper E (2002) Experiences with modelling issues in building probabilistic networks. *Knowledge Engineering and Knowledge Management: Ontologies and the Semantic Web* 111-122.
- Velázquez A, Rey Marín L (2007) El valor agregado de las redes sociales: propuesta metodológica para el análisis del capital social. *REDES* 13(5):1-20.
- Vereijken PH (2002) Transition to multifunctional land use and agriculture. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 50:171-179.
- Verón E, Jobbágy E, Gasparri I, Kandus P, Easdale M, Bilenca D, Murillo N, Beltrán J, Cisneros J, Lottici V, Manchado J, Orúe ME, Thompson J (2011) Complejidad de los servicios ecosistémicos y estrategias para abordarla. En: Laterra P, Jobbágy E, Paruelo JM (Eds.) *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Ediciones INTA. Buenos Aires. Pp. 659-672.
- Viglizzo EF, Frank FC (2006) Land use options for Del Plata basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics* 57:140-151.
- Viglizzo EF, Paruelo JM, Laterra P, Jobbágy EG (2012) Ecosystem service evaluation to support land-use policy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154:78-84.
- Viglizzo EF, Pordomingo AJ, Castro MG, Lértora FA (2002) La sustentabilidad ambiental de la agricultura pampeana: ¿oportunidad o pesadilla? *Ciencia Hoy* 12:38-51.
- Viglizzo EF, Pordomingo AJ, Castro MG, Lertora FA (2003) Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the Pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 87:169-195.
- Vignola R, Koellner T, Scholz RW, McDaniels TL (2010) Decision-making by farmers regarding ecosystem services: Factors affecting soil conservation efforts in Costa Rica. *Land Use Policy* 27:1132-1142.
- Vihervaara P, Kumpula T, Tanskanen A, Burkhard B (2010) Ecosystem services – A tool for sustainable management of human-environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecological Complexity* 7:410-420.
- Villa F, Athanasiadis IN, Rizzoli AE (2009a) Modelling with knowledge: A review of emerging semantic approaches to environmental modelling. *Environmental Modelling & Software* 24:577-587.
- Villa F, Ceroni M, Bagstad K, Johnson G, Krivov S (2009b) ARIES (ARtificial Intelligence for Ecosystem Services): a new tool for ecosystem services assessment, planning, and valuation. *BioEcon* 1-10.
- Villa F, Wilson MA, de Groot R, Farber S, Costanza R, Boumans RMJ (2002) Designing an integrated knowledge base to support ecosystem services valuation. *Ecological Economics* 41:445-456.
- Vogl A, Tallis H, Douglass J, Sharp R, Veiga F, Benítez S, León J, Game E, Petry P, Guimerães J, Lozano JS (2013) *Sistema de Optimización de Inversión de Recursos. Introducción y Documentación teórica*. Pp. 26.

- von Wirén-Lehr S (2001) Sustainability in agriculture - an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84:115-129.
- Walker WE, Harremoes P, Rotmans J, Van Der Sluijs JP, Van Asselt MBA, Janssen P, Kraye Von Kraus MP (2003) Defining uncertainty. A conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. *Integrated Assessment* 4(1):5-17.
- Wallace KJ (2007) Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246.
- Waltner-Toews D (1996) Ecosystem health – a framework for implementing sustainability in agriculture. *BioScience* 46:686-689.
- Wand Y, Storey VC, Weber R (1999) An ontological analysis of the relationship construct in conceptual modelling. *Acm Transactions on Database Systems* 24:494-528.
- Webler T, Tuler S, Krueger R (2001) What is a good public participation process? Five perspectives from the public. *Environmental Management* 27:435-450.
- Winkler RL, Clemen RT (2004) Multiple experts vs. multiple methods: combining correlation assessments. *Decision Analysis* 1:167–176.
- Woodberry O, Nicholson AE, Korb KB, Pollino CA (2004) A methodology for parameterising Bayesian Networks. School of Computer Science and Software Engineering. Monash University (Technical Report).
- Zhang W, Ricketts TH, Kremen C, Carney K, Swinton SM (2007) Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64:253-260.
- Zubair M, Garforth C (2006) Farm level tree planning in Pakistan: the role of farmers' perceptions and attitudes. *Agroforestry Systems* 66:217-229.

ANEXO 1

ENTREVISTA A EXPERTO – PRIMERA RONDA DE ENTREVISTAS

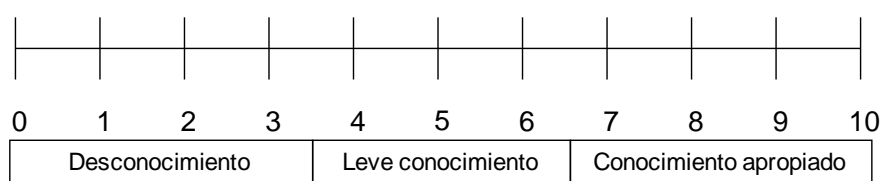
Datos del experto**Nombre y Apellido:****Lugar de trabajo:****Especialidad:**

1. En 2005, el *Millenium Ecosystem Assessment* publicó un reporte referente a la evaluación de los cambios de los ecosistemas y sus posibles consecuencias sobre la provisión de servicios de los ecosistemas y sobre la humanidad. Esta evaluación no se podría haber llevado a cabo sin una previa clasificación de los servicios de los ecosistemas. Basada en esta clasificación, se confeccionó la Tabla 1 en donde se presentan cada una de las categorías de servicios provistos por los agroecosistemas pampeanos. A partir de esta tabla de clasificación, se le solicita que conteste las siguientes preguntas:

- a) ¿Qué servicios de los ecosistemas podría agregar a cada una de las clasificaciones de la tabla?
- b) ¿A qué escala espacial le parece que impacta cada uno de los servicios que agregó? ¿Está de acuerdo con los restantes servicios y sus escalas de impacto?

2. Las redes conceptuales son estructuras diseñadas especialmente para la representación del conocimiento derivado de conceptos, conectores y proposiciones sobre el tema en estudio. A partir de esta definición, se construyeron ocho redes conceptuales representando la provisión de ocho servicios de los ecosistemas en los agroecosistemas pampeanos. Estas redes conceptuales fueron desarrolladas a partir de la información obtenida de una revisión bibliográfica.

En primera instancia, se le solicita que observe cada una de estas redes conceptuales (*aclaración: redes conceptuales relacionadas con el campo de experticia del experto*) y realice una auto-evaluación con respecto a su conocimiento sobre el tema representado en las mismas. Para ello, considere la siguiente escala:



3. En esta ocasión, se le solicita que revise y valide las siguientes redes conceptuales: (*aclaración: redes conceptuales relacionadas con el campo de experticia del experto*). Para ello, considere las siguientes preguntas:

- a) ¿Le parece que las variables son suficientes y/o están acordes para determinar el servicio del ecosistema en cuestión? ¿Por qué?
- b) ¿Le parece que las relaciones establecidas entre las distintas variables son suficientes y/o están acordes para determinar el servicio del ecosistema en cuestión? ¿Por qué?
- c) ¿Le parece que los conectores utilizados son correctos? ¿Por qué?

4. A continuación, se presentan los cinco tipos de variables (o nodos) presentes en las redes conceptuales que recientemente revisó y validó:

- 1) **Proceso:** las sucesivas etapas que tienen lugar de forma natural en todos los ecosistemas.
- 2) **Variable de decisión:** aquellas decisiones tomadas por los *stakeholders* en cualquier momento del ciclo de producción.
- 3) **Variable de entrada:** aquellas variables ambientales inherentes al sitio de estudio.
- 4) **Variable de estado:** aquellas variables que describen el estado actual del sistema.
- 5) **Indicador de provisión del servicio del ecosistema (IPSE):** aquellas variables que reflejan el nivel de provisión de un servicio del ecosistema en particular.

¿En qué categoría clasificaría cada una de las variables presentes en las redes conceptuales que le fueron presentadas previamente? En cada variable coloque el número (i.e. 1 a 5) que, a su entender, corresponda.

5. Conclusión general de la entrevista (claridad de las preguntas, duración, metodología).

Tabla 1: Clasificación de servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos, incorporando la escala espacial (Basada en MEA 2005).

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS		SISTEMA		ESCALA ESPACIAL		
		Procesos ecosistémicos	Variables ejemplificadoras	Predial	Regional	Global
De soporte o apoyo	<i>ciclo de nutrientes</i>	balance de N		X	X	
		balance de P		X	X	
		balance de C		X	X	
	<i>ciclo del agua</i>	balance hídrico en el suelo		X	X	
		control de contaminación de aguas	fertilizantes	NO ₃	X	
			fitoterápicos		X	
	<i>generación y preservación del suelo</i>	renovación de su fertilidad	descomposición de residuos		X	X
			acumulación de material orgánico		X	X
		mantenimiento de su estructura		X		
		prevención de daño por erosiones		X	X	
		control de contaminación del suelo	fertilizantes		X	
			fitoterápicos		X	
		acción de biomasa de microorganismos		X		
De provisión	<i>de alimentos</i>	producción vegetal terrestre	rendimiento cosechable del agroecosistema		X	
	<i>de agua pura</i>			X	X	
	<i>de combustibles y energía</i>			X	X	
De regulación	<i>atmosférica</i>	mantenimiento de la calidad del aire	control de emisión de gases de efecto invernadero	CO ₂		X
				N ₂ O		X
			control de emisión de polutantes del aire	NO _x		X
	<i>de adversidades bióticas</i>	mitigación de pestes	control de ocurrencia de malezas/ plagas/ enfermedades		X	X
			riqueza y diversidad de especies animales y vegetales		X	X
	<i>de disturbios/anomalías</i>	mitigación de inundaciones/ sequías/ tormentas /erosiones/ incendios			X	X

ENTREVISTA A EXPERTO – SEGUNDA RONDA DE ENTREVISTAS

Datos del experto**Nombre y Apellido:****Lugar de trabajo:****Especialidad:**

1. La tabla de servicios de los ecosistemas preponderantes en los agroecosistemas pampeanos junto con las escalas espaciales donde se demuestran los cambios en su provisión (i.e. predial, regional y global), también fue modificada a partir de las contribuciones de los expertos. A continuación, revise y compare ambas tablas (inicial y final) (Tablas 1 y 2) y, finalmente, responda:

- a) ¿Está de acuerdo con la tabla final obtenida?
- b) ¿Le parece que podría modificar algún elemento de la tabla final?
- c) ¿Le parece que podría agregar algún elemento a la tabla final?

2. A partir de la contribución de los 6 expertos que revisaron cada red conceptual individual, y luego de una serie de criterios de selección para determinar qué aspectos contribuían a mejorar no sólo el aspecto teórico de las redes sino también su comprensión general, se obtuvieron las siguientes redes conceptuales finales de los siguientes servicios de los ecosistemas: (*aclaración: servicio/s que el experto debe revisar*). A continuación, revise las redes conceptuales finales y responda:

- a) ¿Está de acuerdo con cada una de las redes conceptuales individuales obtenidas?
- b) ¿Qué variables modificaría o eliminaría? ¿Por qué?
- c) ¿Qué relaciones modificaría o eliminaría? ¿Por qué?

3. Estas redes conceptuales se transformarán en Redes Bayesianas donde las variables presentan distintos estados (e.g. precipitaciones: alta, media y baja). La combinación de dos o más variables con sus respectivos estados dará como resultado distintos escenarios posibles. La cuantificación de estos escenarios se hará mediante probabilidades, donde cada escenario debe sumar 100.

En la Tabla 3, se presenta un ejemplo de tabla de probabilidad condicional. Con el objetivo de completar el primer escenario de la tabla, por ejemplo, se deberá responder a la siguiente pregunta: “¿Cuál es la probabilidad del estado Alto de la Variable C teniendo en cuenta que las Variables A y B se encuentran, cada una, en su estado Alto?”. Este tipo de pregunta deberá ser respondida para cada uno de los escenarios presentes en la tabla.

Tabla 3: Ejemplo de Tabla de Probabilidad Condicional.

Variable A	Variable B	Variable C		
		Alto	Medio	Bajo
Alto	Alto			
Alto	Medio			
Alto	Bajo			
Medio	Alto			
Medio	Medio			
Medio	Bajo			
Bajo	Alto			
Bajo	Medio			
Bajo	Bajo			

A continuación, se presentan las tablas de probabilidad condicional de las variables que se le solicita que complete considerando el ejemplo anteriormente explicado (*aclaración: tablas de probabilidad condicional relacionadas con el campo de experticia del experto*). En cada tabla encontrará dos o más variables, con sus respectivos estados, que confluyen en una variable final que es el objetivo de cuantificación. Se le solicita que complete las siguientes tablas con valores de entre 0 y 100 (sabiendo que cada escenario, finalmente, deberá sumar 100), para lo cual existen los siguientes supuestos del sistema agrícola a cuantificar:

a) Los escenarios son definidos para un sistema productivo dentro de las siguientes restricciones:

Ubicación: Región Pampeana

Tipo de explotación: agrícola

b) La escala espacial en la cual se definen los escenarios es la de lote agrícola (i.e. escala predial).

4. A continuación, se le solicita que determine su nivel de conocimiento sobre las tablas de probabilidad condicional que cuantificó en el punto anterior.

EXPERTICIA PROPIA (0 = mínima; 10 = máxima)	
--	--

Tabla 1: Clasificación de servicios de los ecosistemas (basada en MEA 2005) para agroecosistemas, **previo al proceso de elicitación**, incorporando la escala espacial.

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS		SISTEMA			ESCALA ESPACIAL		
		Procesos ecosistémicos	Variables ejemplificadoras		Predial	Regional	Global
De soporte o apoyo	ciclo de nutrientes	balance de N			X	X	
		balance de P			X	X	
		balance de C			X	X	
	ciclo del agua	balance hídrico en el suelo			X	X	
		control de contaminación de aguas	fertilizantes	NO ₃	X		
			fitoterápicos		X		
	generación y preservación del suelo	renovación de su fertilidad	descomposición de residuos		X	X	
			acumulación de material orgánico		X	X	
		mantenimiento de su estructura			X		
		prevención de daño por erosiones			X	X	
		control de contaminación del suelo	fertilizantes		X		
			fitoterápicos		X		
		acción de biomasa de microorganismos			X		
De provisión	de alimentos	producción vegetal terrestre	rendimiento cosechable del agroecosistema		X		
	de agua pura				X	X	
	de combustibles y energía				X	X	
De regulación	atmosférica	mantenimiento de la calidad del aire	control de emisión de gases de efecto invernadero	CO ₂		X	X
				N ₂ O		X	X
			control de emisión de polutantes del aire	NO _x		X	X
	De adversidades bióticas	mitigación de plagas	control de ocurrencia de malezas/ plagas/ enfermedades		X	X	
					X	X	
	De disturbios/anomalías	mitigación de inundaciones/ sequías/ tormentas /erosiones/ incendios			X	X	

Tabla 2: Clasificación de servicios de los ecosistemas (basada en MEA 2005) para agroecosistemas, **luego del proceso de elicitación**, incorporando la escala espacial.

SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS		ECOSISTEMA			ESCALA ESPACIAL		
		Procesos	Variables ejemplificadoras		Local	Regional	Global
Servicios de soporte	<i>ciclo de nutrientes</i>	balance de N			X	X	X
		balance de P			X	X	
		balance de S			X	X	
		balance de K			X	X	
		balance de C			X	X	X
	<i>conservación del agua</i>	control de contaminación de agua	fertilizantes	NO ₃	X	X	X
			fitoterápicos		X	X	X
	<i>conservación del suelo</i>	mantenimiento de la fertilidad	acumulación de material orgánico		X		
		mantenimiento de la estructura			X		
		Prevención de daño por erosión			X		
		incorporación/producción de desperdicios			X		
		control de contaminación de suelo	fertilizantes		X	X	
			fitoterápicos		X	X	
			fertilizantes orgánicos		X	X	
		mantenimiento de biodiversidad de microorganismos			X	X	
Servicios de provisión	<i>de alimentos</i>	producción vegetal terrestre	rendimiento cosechable del agroecosistema		X	X	X
	<i>de agua pura</i>					X	X
	<i>de combustibles y energía</i>	producción vegetal terrestre			X	X	X
Servicios de regulación	<i>atmosférica</i>	mantenimiento de la calidad del aire	control de emisión de gases de efecto invernadero	CO ₂			X
				N ₂ O			X
				CH ₄			X
			control de emisión de polutantes del aire	NO _x		X	
				aerosoles		X	
				pesticidas		X	
	<i>de adversidades bióticas</i>	mitigación de pestes	control de ocurrencia de malezas/plagas/enfermedades		X	X	X

Tabla 2. <i>Continuación</i>							
	<i>de disturbios /anomalías</i>	balance de agua	mitigación de inundaciones/sequías/tormentas/erosión		X	X	X
		fuegos			X	X	X
	<i>germoplasma</i>				X	X	X
Mantenimiento de biodiversidad							

ANEXO 3

REDES CONCEPTUALES INDIVIDUALES DE LA PROVISIÓN DE SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS EN AGROECOSISTEMAS PAMPEANOS*

*Parte del contenido de este anexo fue publicado en: Rositano, F. and Ferraro, D.O. 2014. Ecosystem services provided by agroecosystems: A qualitative and quantitative assessment of this relationship in the Pampa region, Argentina. *Environmental Management* 53(3): 606-619.

Ocho servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos y sus vínculos con el ambiente y el manejo agrícola se representaron mediante redes conceptuales. Estas ocho redes estuvieron compuestas, en total, por 43 variables. A continuación, se realiza una breve descripción de cada una de ellas (Tabla 1).

Tabla 1: Descripción de las 43 variables que conforman las redes conceptuales individuales donde se representan ocho servicios de los ecosistemas provistos por los agroecosistemas pampeanos, y su vínculo con el ambiente y las prácticas de manejo agrícola. El símbolo “--” en la columna “Descripción de la variable” implica que el nombre de dichas variables es auto-explicativo y, por ende, no necesita ser descripta.

Variable	Descripción de la variable
Ambiente de cultivo	Ambiente en el cual crece y se desarrolla un cultivo en particular luego de una serie de decisiones agronómicas tomadas por un <i>stakeholder</i>
Biomasa microbiana	Conjunto de microorganismos del suelo
Cambios en el cultivo	Modificaciones producidas en la especie de cultivo como resultado de la comunidad de especies propia del agroecosistema
Composición específica y abundancia de la comunidad de plantas y animales	--
Composición específica y abundancia/incidencia de plagas, malezas y enfermedades	--
Concentración de NO ₃ en agua subterránea	Cantidad de nitrógeno en forma de nitratos presente en el agua subterránea
Contaminación del agua subterránea	--
Contenido de C en suelo	--
Densidad de siembra	Práctica de manejo agrícola en la cual se decide el número de semillas a sembrar o plantas a lograr por unidad de área
Desnitrificación	Proceso de reducción bioquímico a través del cual el NO ₃ es devuelto del suelo a la atmósfera como óxido de dinitrógeno (N ₂ O)
Elección de genotipo	Práctica de manejo agrícola en la cual se decide el genotipo de la especie a sembrar que permita tolerar o evitar las adversidades bióticas y abióticas que puedan ocurrir con el objetivo de maximizar el rendimiento
Emisiones de N ₂ O	Liberación de óxido de dinitrógeno a la atmósfera
Erosión del suelo	Degradación y transporte del suelo producidos por el agua, el viento o la pendiente propia del terreno
Escorrentía	Eliminación del agua superficial merced al relieve (natural) o por obras (drenajes)
Especie de cultivo	--
Especies benéficas	Enemigos naturales (e.g. predadores, parasitoides, entomopatógenos) utilizados para controlar las poblaciones de plagas que producen daño a las plantas (i.e. especie de cultivo)
Estabilidad estructural del suelo	Capacidad que posee un suelo para conservar el ordenamiento de sólidos y espacio poroso, cuando está sujeto a diferentes disturbios externos
Estructura del paisaje	Elementos (e.g. matriz, parches, corredores) que componen el paisaje

	y que se configuran de una manera en particular
Evaporación	Proceso físico que consiste en el paso de un estado líquido hacia un estado gaseoso
Fecha de siembra	Práctica de manejo agrícola en la cual se determina, a partir de características climáticas, la fecha adecuada de siembra con el objetivo de maximizar el rendimiento
Fertilización nitrogenada	Práctica de manejo agrícola en la cual se aplica nitrógeno al suelo con el objetivo de incrementar su fertilidad natural
Malezas/barbecho/cultivos de cobertura	Cobertura del suelo que evita la pérdida de agua por evaporación directa desde su superficie
Materia orgánica del suelo	Comprende los micro y meso organismos que pueblan el suelo, raíces de plantas, todo material proveniente de organismos muertos y sus productos de transformación, descomposición y resíntesis, sobre y en el suelo
Mitigación natural de pestes	--
N disponible en suelo	--
Pérdidas de N	Liberación de nitrógeno al ambiente en distintas formas químicas; las principales pérdidas de nitrógeno son: a) desnitrificación, b) volatilización, c) lixiviación, d) extracción por la cosecha del cultivo, y e) erosión
Precipitaciones	--
Presencia de bordes vegetados/vegetación permanente/refugios	Práctica de manejo agrícola cuya funcionalidad es mantener especies naturales de la comunidad con el objetivo de incrementar la riqueza de especies del agroecosistema
Profundidad del acuífero	--
Profundidad del suelo	--
Protección vegetal	Práctica de manejo agrícola en la cual se aplican agroquímicos durante el ciclo del cultivo con el objetivo de que su rendimiento no se vea reducido como consecuencia de la presencia de adversidades bióticas
Provisión de agua para los cultivos	Agua útil disponible en el suelo que es aprovechable por las plantas
Rendimiento del cultivo	Nivel de producción de un cultivo expresado por superficie
Residuo de cosecha	Restos de plantas sin descomponer y sus productos de descomposición parcial
Riego	Práctica de manejo agrícola en la cual se aplica una lámina de agua al suelo para llevarlo desde un contenido de humedad inicial a otro final
Riesgo de lixiviación de NO ₃	Riesgo de pérdida de nitratos por lavado por el agua de lluvia o riego
Riqueza de especies	Número de especies existentes en una comunidad
Secuencias/rotaciones	Prácticas de manejo agrícola cuya finalidad consiste en incrementar la diversificación del agroecosistema
Sistema de labranza	Práctica o intervención mecánica realizada al suelo con la finalidad de modificar algunas de sus propiedades físicas, químicas o biológicas
Tasa de mineralización	Tasa de transformación de un elemento desde la forma orgánica a una inorgánica, por actividad de los microorganismos del suelo
Temperatura	--
Temperatura del suelo	--
Textura del suelo	Expresión que sintetiza las características del suelo dependientes del tamaño de las partículas

En las Figuras 1 a 8, se representan las ocho redes conceptuales individuales compuestas por cinco tipos de nodos y cuatro tipos de conectores lógicos entre los distintos nodos (ver Capítulo 2 – *Sección 2.2.3. Segunda revisión bibliográfica*). Las relaciones lógicas entre los nodos se identificaron mediante letras en mayúscula con el fin de facilitar la descripción de cada red conceptual. Las relaciones descritas en una red conceptual y que luego se encontraron en redes subsiguientes no fueron nuevamente explicadas.

1. Servicio de soporte: Ciclo de elementos – Balance de carbono del suelo

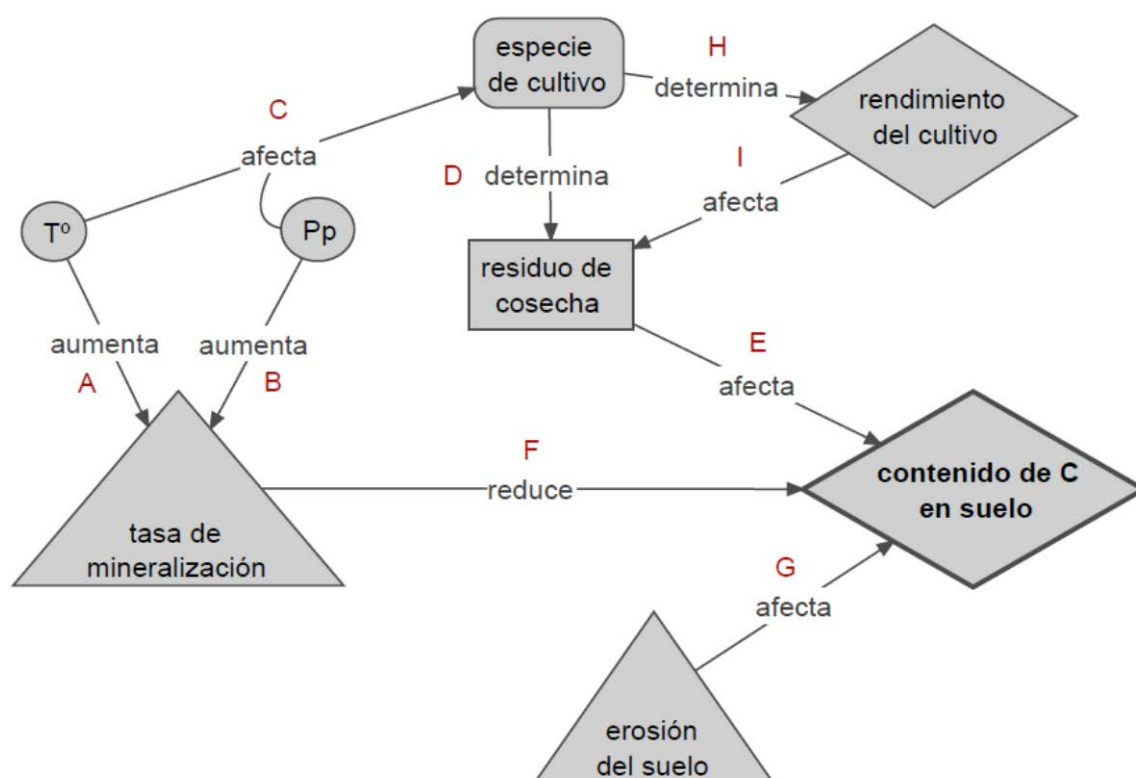


Figura 1: Red conceptual representando la provisión del Servicio de soporte: Ciclo de elementos – Balance de carbono del suelo. Las letras en mayúscula representan las relaciones lógicas entre los nodos. Referencias: círculos representan variables de entrada, cuadrados redondeados representan variables de decisión, cuadrados representan variables de estado, triángulos representan procesos, y diamantes representan indicadores de provisión de los servicios de los ecosistemas. T° : temperatura, Pp: precipitaciones, y C: carbono. El diamante de línea gruesa es el indicador de provisión del servicio del ecosistema representado en esta red conceptual.

La importancia del carbono (C) del suelo radica en el hecho de que disminuye con el paso de los años (Panigatti y Hein 1985). En los agroecosistemas pampeanos, suelos cultivados durante muchos años, en comparación con suelos testigo, redujeron su contenido de C a distintas tasas dependiendo del tipo de suelo analizado (e.g. Argiudol, Hapludol, Haplustol) (Giambiagi et al. 1990). Sin embargo, la tasa de pérdida de C del suelo disminuye o cesa completamente con el paso de los años, y finalmente el nivel de C se estabiliza en un valor menor al original (Hutchinson et al. 2007).

En términos generales, la entrada de C al sistema consiste en el aporte por descomposición de los residuos de los cultivos y sus raíces y, en ciertas circunstancias, la adición de enmiendas orgánicas al suelo; mientras que las pérdidas son causadas por la mineralización de la materia orgánica del suelo, en condiciones en las que la erosión del suelo y la lixiviación de C son mínimas (Oorts et al. 2006). En los agroecosistemas pampeanos, la lixiviación de C no es una causa importante de pérdida de carbono orgánico del suelo (COS) (Roberto Álvarez, comunicación personal).

La interacción entre la temperatura y las precipitaciones regula el COS a través de su influencia sobre la mineralización de la materia orgánica del suelo (MOS) (Figura 1, Relaciones A y B) (Roberto Álvarez y Raúl Lavado, comunicación personal). Las altas temperaturas reducen el COS debido a una intensa mineralización de la MOS, mientras que no existe una respuesta lineal de las precipitaciones sobre estas dos variables (Figura 1, Relaciones A, B y F) (Álvarez y Lavado 1998). Sin embargo, es ampliamente aceptado que, en general, las precipitaciones tienen el mismo efecto que la temperatura (Figura 1, Relaciones B y F) (Roberto Álvarez y Raúl Lavado, comunicación personal). Por otro lado, la especie de cultivo, su tasa de crecimiento y su rendimiento determinan la cantidad y el tipo (i.e. calidad) de residuos de cosecha conservados en la superficie del suelo (y también debajo de la superficie, como las raíces de los cultivos) (Figura 1, Relaciones D, H, e I) (Ernst et al. 2002). El residuo de cosecha modifica el contenido de COS en las capas superficiales del suelo, especialmente en aquellos sistemas bajo siembra directa (Álvarez y Lavado 1998). Así, las capas superficiales del suelo tienen un mayor contenido de C debido al ingreso aportado por la descomposición del residuo de cosecha (Álvarez y Lavado 1998). En general, las leguminosas (e.g. soja) poseen tasas de mineralización más rápidas que las gramíneas (e.g. trigo, maíz) debido a su menor relación C/N (Figura 1, Relación E) (Ernst et al. 2002).

Otro factor condicionante de la reducción del contenido de COS es la vulnerabilidad a la erosión del suelo. Esta vulnerabilidad suele ser más alta en los sistemas de cultivo continuos, principalmente por 1) el transporte de C de un sitio y su depósito en otro lugar, y por 2) la promoción de la degradación del suelo y luego la reducción de su productividad (Figura 1, Relación G) (Martínez-Mena et al. 2008). Sin embargo, se asume que el movimiento de COS es dependiente de la posición topográfica (Haydée Steinbach y Roberto Álvarez, comunicación personal). La siembra directa reduce tanto la erosión eólica en sitios semiáridos como la erosión hídrica en sitios con grandes pendientes (Monzón et al. 2006).

2. Servicio de soporte: Ciclo de elementos - Balance de nitrógeno del suelo

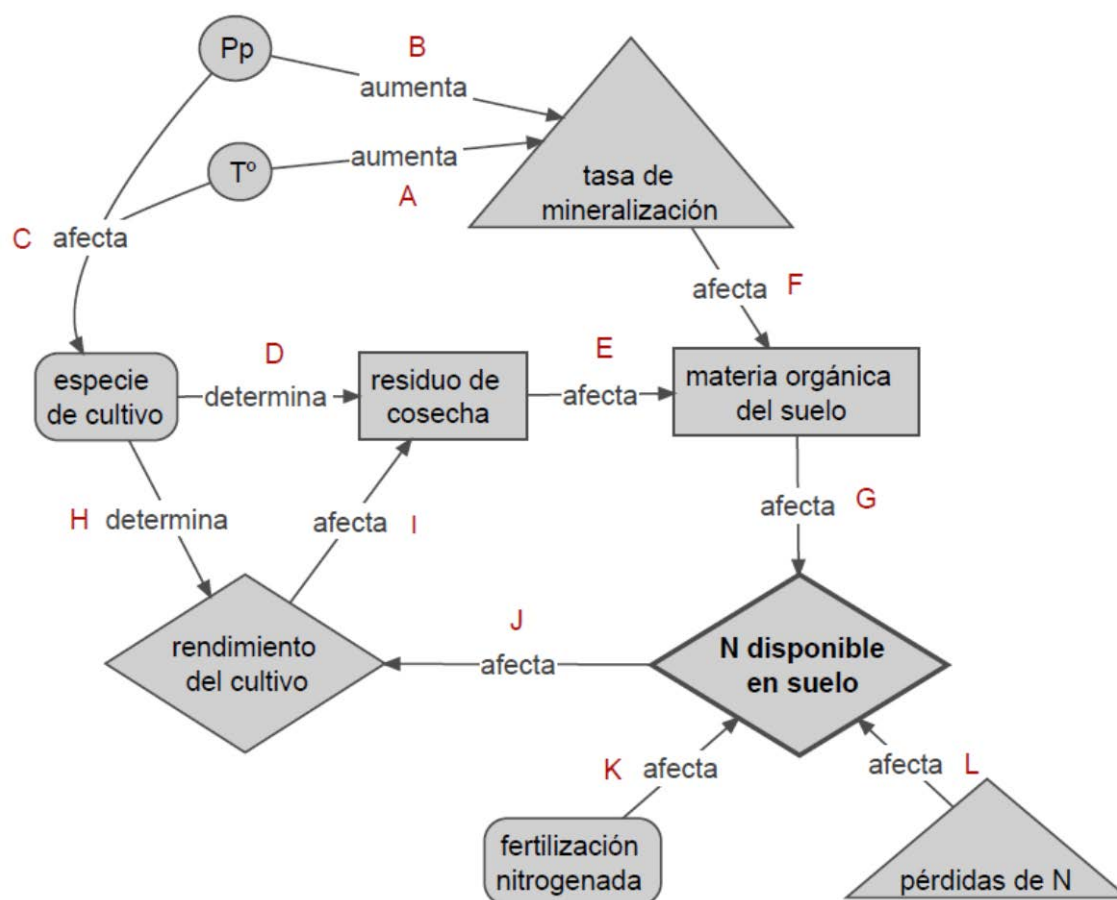


Figura 2: Red conceptual representando la provisión del Servicio de soporte: Ciclo de elementos – Balance de nitrógeno del suelo. Las letras en mayúscula representan las relaciones lógicas entre los nodos. Referencias: círculos representan variables de entrada, cuadrados redondeados representan variables de decisión, cuadrados representan variables de estado, triángulos representan procesos, y diamantes representan indicadores de provisión de los servicios de los ecosistemas. T°: temperatura, Pp: precipitaciones, y N: nitrógeno. El diamante de línea gruesa es el indicador de provisión del servicio del ecosistema representado en esta red conceptual.

La disponibilidad de nitrógeno (N) del suelo es modulada por cuatro factores principales: 1) la mineralización de la MOS, 2) el residuo de cosecha sobre la superficie del suelo, 3) el régimen de fertilización nitrogenada, y 4) las pérdidas de N (Cassman et al. 2002). La mineralización de N, a través de la MOS, es una fuente muy importante de entrada de N al sistema debido a que determina su disponibilidad para su posterior utilización por los cultivos (Figura 2, Relación G). Esta disponibilidad influye, entre otras condiciones, sobre el rendimiento del cultivo (Figura 2, Relación J) (Bono y Álvarez 2007). El incremento del contenido de humedad del suelo (i.e. mediante, por ejemplo, las precipitaciones) aumenta la mineralización del N del suelo (Figura 2, Relaciones B y F) (Helena Rimski-Korsakov, comunicación personal). Este aumento es una consecuencia directa de una mayor actividad microbiana; sin embargo, la baja concentración de oxígeno en el suelo se convierte luego en una limitante para los microorganismos del suelo (Navarro et al. 1991). Por otra parte, la MOS no sólo se ve afectada por la tasa de mineralización, sino también por la acumulación de residuo de cosecha en las capas superficiales del suelo (Figura 2, Relación E) (Ernst et al. 2002).

Esto mismo ocurre con el COS en sistemas bajo siembra directa o labranza reducida. La aplicación de fertilizantes nitrogenados puede aumentar la cantidad de N en el suelo que luego estará disponible para los cultivos (Figura 2, Relación K) (Abril et al. 2007). Sin embargo, el excedente de N también puede ser inmovilizado por los microorganismos del suelo, lo que resulta en un efecto no lineal de la aplicación de fertilizantes nitrogenados (Figura 2, Relación K) (Cassman et al. 2002; Portela et al. 2006). Por otra parte, las pérdidas de N por desnitrificación, volatilización o lixiviación son las principales causas de la baja eficiencia en el uso del N (estimada en 33% para los cereales), afectando la disponibilidad de N en el suelo (Figura 2, Relación L) (Abril et al. 2007). En los agroecosistemas pampeanos, estas pérdidas son consideradas insignificantes durante todo el ciclo del cultivo (Álvarez y Grigera 2005); por lo tanto, se pueden agrupar bajo el nombre genérico de pérdidas de N (Roberto Álvarez, comunicación personal).

3. Servicio de soporte: Ciclo del agua - Balance hídrico en el suelo

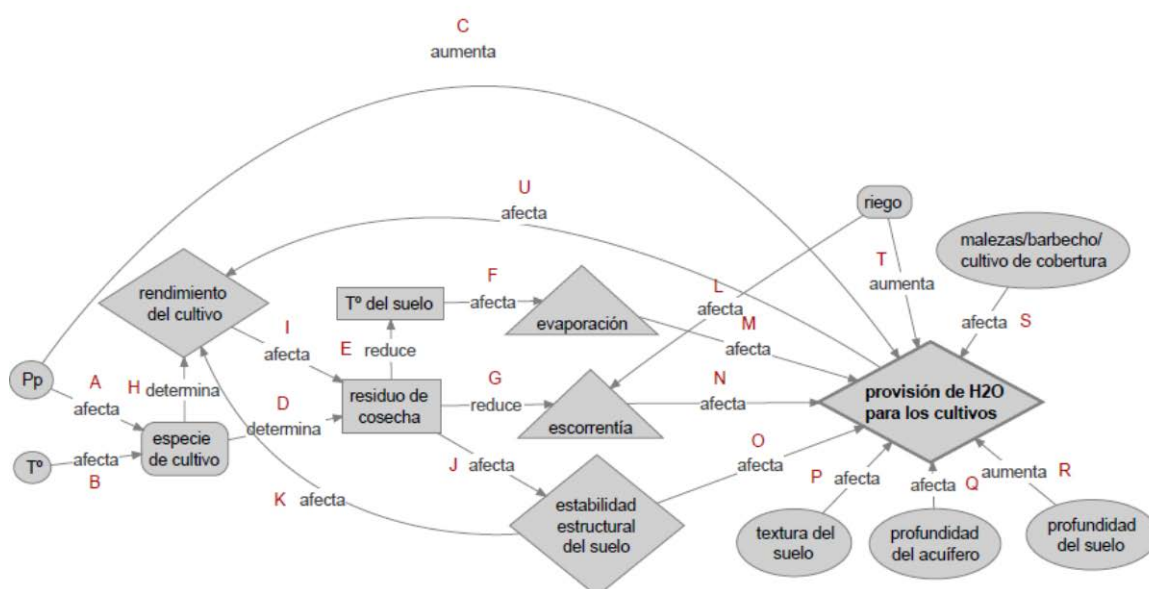


Figura 3: Red conceptual representando la provisión del Servicio de soporte: Ciclo del agua – Balance hídrico en el suelo. Las letras en mayúscula representan las relaciones lógicas entre los nodos. Referencias: círculos representan variables de entrada, cuadrados redondeados representan variables de decisión, cuadrados representan variables de estado, triángulos representan procesos, y diamantes representan indicadores de provisión de los servicios de los ecosistemas. T°: temperatura, Pp: precipitaciones, H₂O = H₂O: agua. El diamante de línea gruesa es el indicador de provisión del servicio del ecosistema representado en esta red conceptual.

En los agroecosistemas pampeanos, la provisión de agua para los cultivos está determinada por nueve variables: 1) evaporación, 2) escorrentía, 3) estabilidad estructural del suelo, 4) textura del suelo, 5) profundidad del acuífero, 6) profundidad del suelo, 7) presencia de malezas/barbecho/cultivos de cobertura, 8) riego, y 9) precipitaciones (Figura 3, Relaciones M, N, O, P, Q, R, S, T y C, respectivamente). Estas variables, en general, aumentan o afectan la provisión de agua para los cultivos.

Por ejemplo, los sistemas bajo siembra directa tienen la particularidad de conservar el residuo de cosecha en la superficie del suelo y, por ende, la evaporación del suelo se ve claramente disminuida (Figura 3, Relaciones E y F) (Monzón et al. 2006). La tasa relativa de evaporación del suelo influye directamente en la cantidad de agua retenida en el suelo para el futuro uso por el cultivo (Figura 3, Relación M) (O'Leary y Connor 1997). El residuo de cosecha protege la superficie del suelo de la erosión y la escorrentía, e incrementa el almacenamiento de agua, reduciendo al mínimo la superficie de sellado y mejorando la infiltración (Figura 3, Relaciones G, J, N y O) (O'Leary y Connor 1997). Por otra parte, el riego no sólo aumenta el suministro de agua para los cultivos (Figura 3, Relación T) sino que también afecta al proceso de escorrentía, dependiendo de la cantidad de agua de riego y de residuo de cosecha cubriendo la superficie del suelo (Figura 3, Relación L) (Olga Heredia, comunicación personal). En general, los sistemas bajo siembra directa pueden incrementar la acumulación de agua durante el barbecho (Figura 3, Relación S) y, de este modo, ofrecer el potencial para aumentar el rendimiento de los cultivos en ambientes semiáridos (Olga Heredia y Francisco Bedmar, comunicación personal) (Figura 3, Relación U). Las malezas que se establezcan durante el período de barbecho pueden ser quemadas para evitar el consumo de agua (Figura 3, Relación S) (Olga Heredia y Silvina Portela, comunicación personal). Asimismo, el establecimiento de cultivos de cobertura puede tener efectos benéficos sobre el suelo disminuyendo el riesgo de erosión y encostramiento superficial (Figura 3, Relación S) (Taboada et al. 2010). Además, la mayor cantidad de residuos sobre la superficie del suelo (por parte del cultivo de cobertura) puede mejorar la conservación del agua debido a un incremento en la infiltración y una reducción en la evaporación, principalmente en las estaciones de primavera y verano (Figura 3, Relación S) (Reeves 1994; Kaspar y Singer 2011). La profundidad del suelo está relacionada con la capacidad de las raíces de explorar el perfil del suelo y absorber el agua almacenada a distintas profundidades (Figura 3, Relación R); por otro lado, la profundidad del acuífero se puede definir mediante la caracterización de la fluctuación de la profundidad media de la tabla de agua en diferentes regiones (Figura 3, Relación Q) (Esteban Jobbágy, comunicación personal). Esto es especialmente importante en suelos con textura arenosa (i.e. determina la contribución de agua al cultivo) (Claudia Sainato, comunicación personal).

4. Servicio de soporte: Conservación del suelo – Mantenimiento de su estructura

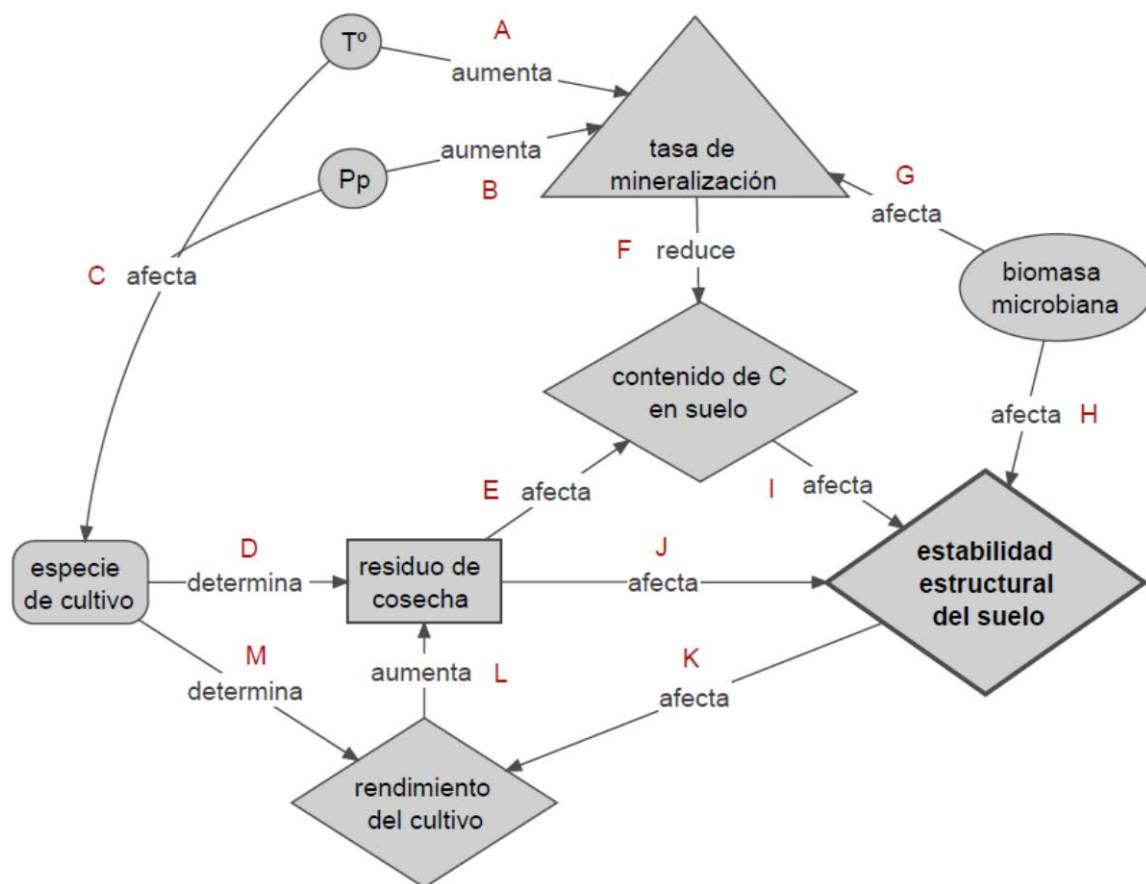


Figura 4: Red conceptual representando la provisión del Servicio de soporte: Conservación del suelo – Mantenimiento de su estructura. Las letras en mayúscula representan las relaciones lógicas entre los nodos. Referencias: círculos representan variables de entrada, cuadrados redondeados representan variables de decisión, cuadrados representan variables de estado, triángulos representan procesos, y diamantes representan indicadores de provisión de los servicios de los ecosistemas. T^o : temperatura, Pp : precipitaciones, y C: carbono. El diamante de línea gruesa es el indicador de provisión del servicio del ecosistema representado en esta red conceptual.

La estabilidad estructural del suelo se define como la capacidad del suelo para preservar el ordenamiento de su sistema sólido y de su espacio poroso, cuando es sometido a diferentes perturbaciones externas (e.g. labranzas) (Taboada y Micucci 2002). La pérdida de estabilidad estructural es el factor crítico que determina el deterioro estructural del suelo. Este deterioro se manifiesta por la formación de costras superficiales, mayores tasas de escorrentía y pérdida de suelo debido a la erosión, así como la reducción del almacenamiento de agua (Taboada y Micucci 2002). La estabilidad estructural de los suelos está claramente afectada por el uso del suelo que, a su vez, se asocia positivamente con los residuos de cosecha del cultivo, la concentración de C orgánico total y las formas de C orgánico (Figura 4, Relaciones I y J) (Caravaca et al. 2004; Oorts et al. 2006). Por ejemplo, en la planicie medanosa del este de la provincia de La Pampa se evaluó el efecto de dos sistemas de labranza sobre las propiedades de un Haplustol éntico comprobándose que el suelo bajo siembra directa presentó una mayor estabilidad estructural (Quiroga et al. 2007). La estrecha asociación

encontrada entre la estabilidad estructural con el C lábil y la biomasa microbiana confirma tanto su importancia en el proceso de mineralización como su capacidad de cementar agregados (Figura 4, Relaciones G y H) (Urricarriet y Lavado 1999). De acuerdo con la primera declaración, la mineralización de MOS puede ser limitada por la distribución del tamaño de los poros debido a la localización de la MOS en los poros inaccesibles a los microorganismos, un suministro limitante de nutrientes para el crecimiento y desarrollo de los microorganismos y la depredación restringida de los mismos (Miguel Taboada y Roberto Casas, comunicación personal). Por otra parte, la estabilidad estructural es una de las características más importantes que afecta al rendimiento del cultivo (Figura 4, Relación K), ya que afecta a la penetración de sus raíces, a la capacidad de almacenamiento de agua, y al movimiento de aire y agua en el suelo (Figura 4, Relación O) (Aparicio y Costa 2007).

5. Servicio de regulación: Regulación del clima – Control de emisión de N₂O

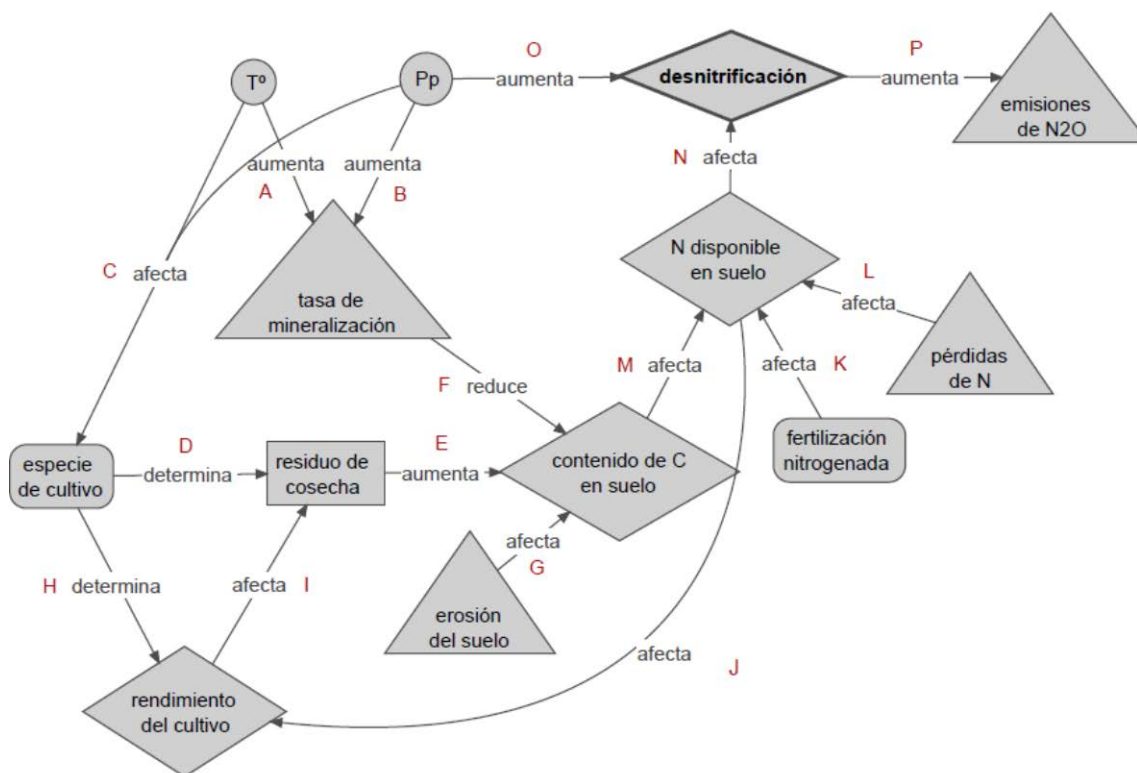


Figura 5: Red conceptual representando la provisión del Servicio de regulación: Regulación del clima – Control de emisión de N₂O. Las letras en mayúscula representan las relaciones lógicas entre los nodos. Referencias: círculos representan variables de entrada, cuadrados redondeados representan variables de decisión, cuadrados representan variables de estado, triángulos representan procesos, y diamantes representan indicadores de provisión de los servicios de los ecosistemas. Tº: temperatura, Pp: precipitaciones, C: carbono, N: nitrógeno, y N₂O = N₂O: óxido nitroso. El diamante de línea gruesa es el indicador de provisión del servicio del ecosistema representado en esta red conceptual.

Si bien la desnitrificación es sólo una parte de las emisiones directas de óxido nitroso (N₂O) desde el suelo, es el proceso más estudiado en contraste con la nitrificación que ocurre en suelos no saturados, entre otras condiciones (Figura 5, Relación P) (Laura Yahdjian, comunicación personal). Las pérdidas por desnitrificación

muestran un patrón irregular a lo largo de los años, generalmente causado por las condiciones climáticas y las prácticas de manejo agrícola. En este sentido, los principales factores que controlan la desnitrificación son: 1) el pH del suelo, 2) la textura del suelo, 3) la concentración de nitratos (NO_3), 4) la disponibilidad de C, 5) la aireación, y 6) el contenido de humedad del suelo (Guo y Zhou 2007). Sin embargo, los principales factores a considerar en los agroecosistemas pampeanos son la disponibilidad de N en el suelo y el contenido de humedad (en este caso, las precipitaciones) (Figura 5, Relaciones N y O) (Palma et al. 1997; Ciampitti et al. 2005). La presencia de plantas en crecimiento activo limita el proceso de desnitrificación en comparación con los tratamientos sin plantas, debido a la menor disponibilidad de agua y, en una menor medida, a niveles más bajos de NO_3 en el suelo (Sainz Rozas et al. 2004). En contraposición, la fertilización nitrogenada de los cultivos aumenta significativamente el N disponible en el suelo y, por ende, la desnitrificación (Figura 5, Relaciones K y N) (Ciampitti et al. 2005). Una vez que el cultivo se cosecha y los residuos permanecen en la superficie del suelo, la concentración de C soluble se asocia con la desnitrificación (Figura 5, Relación E) debido a que la biomasa de bacterias relacionadas con el proceso de desnitrificación se controla principalmente por la disponibilidad de C bajo condiciones aeróbicas (Figura 5, Relación M) (Miguel Taboada, comunicación personal). El agregado de C a un suelo en forma de paja de alfalfa, por ejemplo, aumenta su capacidad de desnitrificación respecto a los suelos testigo en diversas localidades de la Región Pampeana (Figura 5, Relación M) (Giambiagi et al. 1990).

6. Servicio de regulación: Purificación del agua - Control de contaminación del agua subterránea

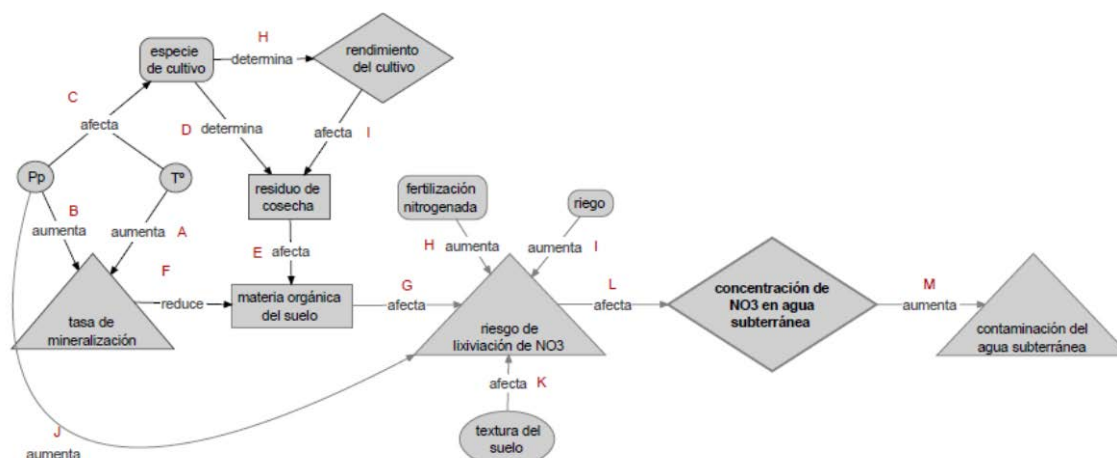


Figura 6: Red conceptual representando la provisión del Servicio de regulación: Purificación del agua – Control de contaminación del agua subterránea. Las letras en mayúscula representan las relaciones lógicas entre los nodos. Referencias: círculos representan variables de entrada, cuadrados redondeados representan variables de decisión, cuadrados representan variables de estado, triángulos representan procesos, y diamantes representan indicadores de provisión de los servicios de los ecosistemas. T° : temperatura, Pp : precipitaciones, y $\text{NO}_3 = \text{NO}_3$: nitratos. El diamante de línea gruesa es el indicador de provisión del servicio del ecosistema representado en esta red conceptual.

La lixiviación de NO_3 es una de las principales fuentes de contaminación del agua subterránea (Figura 6, Relaciones L y M) (Abril et al. 2007; Claudia Sainato y

Olga Heredia, comunicación personal). Mugni y colaboradores (2005) midieron la concentración de NO_3 en cuatro arroyos pampeanos llegando a la conclusión de que era relativamente modesta en comparación con las cuencas cultivadas intensivamente ubicadas en Europa y América del Norte. En consecuencia, los agroecosistemas pampeanos presentan un lento enriquecimiento de los recursos hídricos con N (Portela et al. 2006). No sólo la fertilización nitrogenada reduce la calidad del agua (Figura 6, Relación H) (Rimski-Korsakov et al. 2004; Abril et al. 2007), sino también la mineralización de la MOS ya que elimina grandes cantidades de NO_3 hacia los acuíferos con el paso de los años (Portela et al. 2006; Helena Rimski-Korsakov y Raúl Lavado, comunicación personal) (Figura 6, Relación G). La fertilización nitrogenada también induce indirectamente la lixiviación de NO_3 , mediante la alteración no sólo de la tasa de mineralización neta del pool de N orgánico sino también de la capacidad del sistema radical de los cultivos para adquirir el N del suelo (Figura 6, Relación H) (Cassman et al. 2002). Por otra parte, la fertilización en exceso a las necesidades del cultivo o el excedente de agua, como los eventos de precipitaciones (Figura 6, Relación J) o riego (Figura 6, Relación I), aumentan la probabilidad de lixiviación de NO_3 (Figura 6, Relación L) (Costa et al. 2002; Rimski-Korsakov et al. 2004; Vergé et al. 2007). Es importante aclarar que la Región Pampeana tiene bajos aportes de N a través de las precipitaciones (Portela et al. 2006) y que, generalmente, el riego está asociado con una fertilización elevada en NO_3 (Costa et al. 2002). Otros factores determinantes de la lixiviación de NO_3 son la distribución del tamaño de partículas del suelo, la porosidad del suelo y la ocurrencia de trayectorias de flujo preferenciales. Estas causas pueden agruparse dentro de la variable textura del suelo, que es otro factor importante debido a su capacidad para retener agua en el suelo (Figura 6, Relación K) (Taboada y Micucci 2002).

7. Servicio de regulación: Regulación de adversidades bióticas – Mitigación natural de pestes

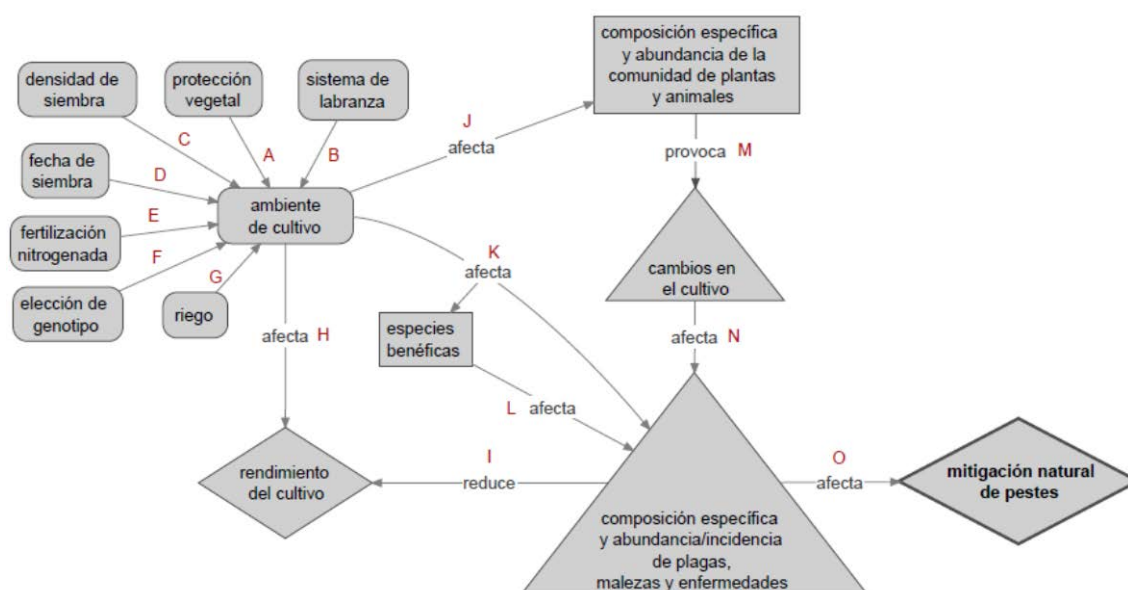


Figura 7: Red conceptual representando la provisión del Servicio de regulación: Regulación de adversidades bióticas – Mitigación natural de pestes. Las letras en mayúscula representan las relaciones

lógicas entre los nodos. Referencias: círculos representan variables de entrada, cuadrados redondeados representan variables de decisión, cuadrados representan variables de estado, triángulos representan procesos, y diamantes representan indicadores de provisión de los servicios de los ecosistemas. El diamante de línea gruesa es el indicador de provisión del servicio del ecosistema representado en esta red conceptual.

En los agroecosistemas pampeanos, el ambiente de cultivo está determinado por: 1) el sistema de labranza, 2) la protección vegetal, 3) la densidad de siembra, 4) la fecha de siembra, 5) la fertilización nitrogenada, 6) la elección del genotipo, y 7) el riego (Figura 7, Relaciones B, A, C, D, E, F y G, respectivamente). Estas variables afectan no sólo el rendimiento del cultivo sino también la composición y abundancia de especies de plantas y animales de la comunidad, y las especies benéficas (Figura 7, Relaciones H, J y L) (Emilio Satorre y Elba de la Fuente, comunicación personal). Las especies benéficas, así como el ambiente de cultivo y los cambios en el cultivo afectan la composición de especies y la abundancia/incidencia de plagas, enfermedades y malezas (Figura 7, Relaciones K, L y N). Esta última reduce el rendimiento del cultivo y afecta la mitigación de plagas naturales de los ecosistemas (Figura 7, Relaciones I y O).

A medida que el cultivo crece, la disponibilidad de sitios abiertos para el establecimiento de las especies de malezas y la cantidad de recursos disponibles se restringen (Poggio et al. 2004). En general, una alta densidad de malezas es contraproducente, ya que reducen tanto el rendimiento de los cultivos como su calidad (Albrecht 2003). Además, la presencia de malezas influye no sólo en la presencia de enfermedades sino también en la diversidad y abundancia de dos tipos de insectos: los insectos plaga (desde el punto de vista del productor), con consecuencias negativas para los sistemas de cultivo, y sus enemigos naturales (Altieri 1999). Estudios realizados en la Pampa Ondulada demuestran que el control químico de malezas es muy efectivo para controlar su abundancia y, consecuentemente, a los insectos plaga que se hospedan en ellas (Figura 7, Relaciones A y K) (Suárez et al. 2001; de la Fuente et al. 2003). Sin embargo, el control químico tiene un bajo impacto en la distribución de las malezas en comparación con otras prácticas de manejo agrícola, como la elección del ciclo de cultivo o del cultivo predecesor (de la Fuente et al. 2003). La elección de la fecha de siembra o de la densidad de siembra también son prácticas a tener en cuenta a la hora del control de las malezas (Figura 7, Relaciones D, C y K) para así obtener, además, un aumento en el rendimiento del cultivo (Figura 7, Relación H). El hecho de adelantar o retrasar la fecha de siembra modifica el grado de incidencia de importantes plagas, enfermedades y malezas. El adelanto de la fecha de siembra de las especies de verano como la soja, el maíz y el girasol suele determinar un mayor número de días para la emergencia del cultivo y el logro de un área foliar suficiente que permita cierto grado de cobertura del terreno para disminuir la competencia con las especies de malezas. El atraso de la fecha de siembra, en el caso del cultivo de soja, aumenta la probabilidad del ataque del barrenador de los brotes. Con respecto a la densidad de siembra, su aumento favorece el desarrollo de algunas plagas y enfermedades por las apropiadas condiciones microclimáticas para su crecimiento y dispersión y la disminución de la tolerancia de la especie de cultivo a las mismas. Por último, la fertilización nitrogenada afecta en forma positiva el crecimiento del cultivo pero también altera la fertilidad propia del suelo modificando la composición y el crecimiento de las malezas asociadas al cultivo (Figura 7, Relaciones E, H y K) (Yin et al. 2005). Sin embargo, los bajos niveles de fertilización nitrogenada también permiten el crecimiento y establecimiento de malezas (Jornsgard et al. 1996).

8. Mantenimiento de la biodiversidad – Mantenimiento de la riqueza de especies

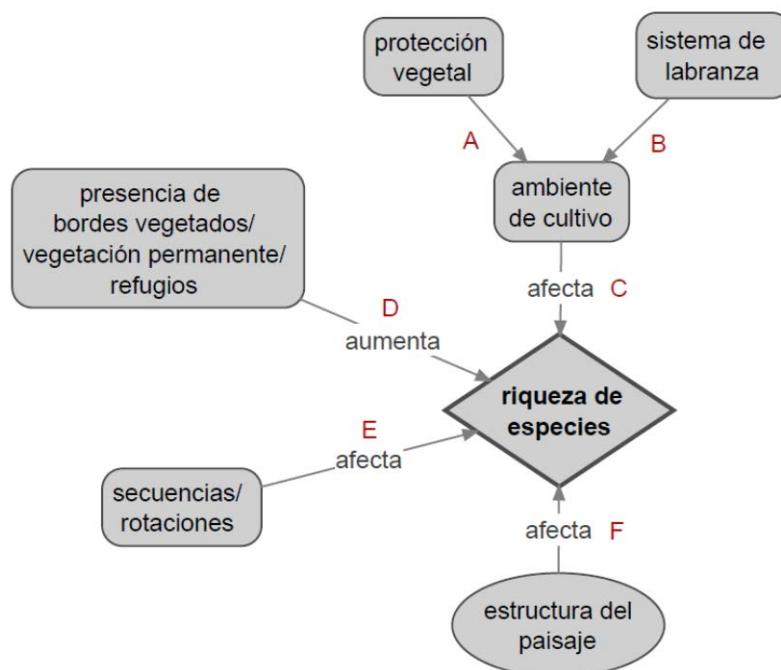


Figura 8: Red conceptual representando el Mantenimiento de la biodiversidad – Mantenimiento de la riqueza de especies. Las letras en mayúscula representan las relaciones lógicas entre los nodos. Referencias: círculos representan variables de entrada, cuadrados redondeados representan variables de decisión, cuadrados representan variables de estado, triángulos representan procesos, y diamante representa indicador de provisión del servicio del ecosistema. El diamante de línea gruesa es el indicador de provisión del servicio del ecosistema representado en esta red conceptual.

La diversidad biológica o biodiversidad se entiende como la gran variedad de plantas, animales, microorganismos y sus variaciones genéticas que coexisten e interactúan en un ecosistema determinado (Altieri 1999). En los agroecosistemas, también se considera la variedad de especies de cultivo como componentes de la biodiversidad (María Elena Zaccagnini, comunicación personal). Sin embargo, el tipo y abundancia de la biodiversidad presente en los agroecosistemas puede diferir en cuanto a la protección de los cultivos (i.e. uso de fitoterápicos) y al sistema de labranza (Figura 8, Relaciones A, B y C) (María Elena Zaccagnini, comunicación personal).

Una estrategia de manejo, en este caso para el aumento de la biodiversidad, consiste en la manipulación de las zonas no perturbadas dentro de un agroecosistema, la preservación de las malezas silvestres o la introducción de mezclas de gramíneas y leguminosas o flores y/o plantas aromáticas, que ofrecen fuentes de alimento alternativas (e.g. polen, néctar), y lugares de hibernación y reproducción para los animales (Figura 8, Relación D) (Carmona y Landis 1999; Carmona et al. 1999; Landis et al. 2000). Además, las áreas que funcionan como refugios actúan como corredores biológicos para la movilidad de los enemigos naturales (disminuyendo, en algunos casos, la aplicación de fitoterápicos) y su no fragmentación es fundamental para el establecimiento de estos organismos y la rápida recolonización de los agroecosistemas después de una perturbación (Figura 8, Relación D) (Carmona y Landis 1999; Landis et al. 2000; Jonsson et al. 2008; Gardiner et al. 2009; Rufus et al. 2009).

La heterogeneidad de un agroecosistema está definida por la secuencia de cultivos, la rotación de cultivos y la estructura del paisaje circundante (Figura 8, Relaciones E y F). Por un lado, las secuencias/rotaciones están determinando la heterogeneidad temporal mediante la planificación de la biodiversidad del sistema (e.g. cultivos, pasturas); por otro lado, la estructura del paisaje puede ser moduladora de la heterogeneidad espacial (Elba de la Fuente, comunicación personal). En este sentido, la estructura del paisaje juega un papel crucial en la supervivencia de las especies, ofreciendo diferentes tipos de hábitat (Claudio Ghersa, comunicación personal).

Referencias

- Abril A, Baleani D, Casado-Murillo N, Noe L (2007) Effect of wheat crop fertilization on nitrogen dynamics and balance in the Humid Pampas, Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119:171-176.
- Albrecht H (2003) Suitability of arable weeds as indicator organisms to evaluate species conservation effects of management in agricultural ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98:201-211.
- Altieri MA (1999) The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74:19-31.
- Álvarez R, Grigera S (2005) Analysis of soil fertility and management effects on yields of wheat and corn in the Rolling Pampa of Argentina. *Journal of Agronomy & Crop Science* 191:321-329.
- Álvarez R, Lavado RS (1998) Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma* 83:127-141.
- Aparicio V, Costa JL (2007) Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. *Soil & Tillage Research* 96:155-165.
- Bono A, Álvarez R (2007) Mineralización de nitrógeno del suelo en la región semiárida pampeana. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Publicación Técnica N° 69:65-76.
- Caravaca F, Lax A, Albaladejo J (2004) Aggregate stability and carbon characteristics of particle-size fractions in cultivated and forested soils of semiarid Spain. *Soil & Tillage Research* 78:83-90.
- Carmona D, Landis D (1999) Influence of refuge habitats and cover crops on seasonal activity-density of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in field crops. *Environmental Entomology* 28:1145-1153.
- Carmona D, Menalled F, Landis D (1999) Northern Field Cricket *Gryllus pennsylvanicus* Burmeister (Orthoptera: Gryllidae): Weed seed predation and within field activity-density. *Journal Economic of Entomology* 92:825-829.
- Cassman KG, Dobermann A, Walters DT (2002) Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. *Ambio* 31:132-140.
- Ciampitti IA, Ciarlo EA, Conti ME (2005) Emisiones de óxido nitroso en un cultivo de soja (*Glycine max* (L.) Merrill): efecto de la inoculación y de la fertilización nitrogenada. *Ciencia del Suelo* 23:123-131.
- Costa JL, Massone H, Martínez D, Suero EE, Vidal CM, Bedmar F (2002) Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agricultural Water Management* 57:33-47.

- De la Fuente EB, Suárez SA, Ghersa CM (2003) Weed and insect communities in wheat crops with different management practices. *Agronomy Journal* 95:1542-1549.
- Ernst O, Betancur O, Borges R (2002) Descomposición de rastrojos de cultivos en siembra sin laboreo: trigo, maíz, soja y trigo después de maíz o de soja. *Agrociencia* 6:20-26.
- Gardiner MM, Landis DA, Gratton C, Difonzo C, O'Neal M, Chacon JM, Wayo MT, Schmidt NP, Mueller EE, Heimpel GE (2009) Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. *Ecological Applications* 19:143-154.
- Giambiagi N, Rímolo M, Bianchi V (1990) Desnitrificación en suelos molisoles de la Pradera Pampeana. *Ciencia del Suelo* 3(2):161-166.
- Guo J, Zhou C (2007) Greenhouse gas emissions and mitigation measures in Chinese agroecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology* 142:270-277.
- Hutchinson JJ, Campbell CA, Desjardins RL (2007) Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology* 142:288-302.
- Jonsson M, Wratten SD, Landis DA, Gurr GM (2008) Recent advances in conservation biological controls of arthropods by arthropods. *Biological Control* 45:172-175.
- Jornsgard B, Rasmussen K, Hill J, Christiansen JL (1996) Influence of nitrogen on competition between cereals and their natural weed populations. *Weed Research* 36:461-470.
- Kaspar TC, Singer JW (2011) The use of cover crops to manage soil. En: Hatfield JL, Sauer TJ (eds) *Soil management: Building a stable base for agriculture*. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Guilford Road, Madison, USA. Pp. 321-337.
- Landis D, Menalled FD, Lee J, Carmona DM, Perez Valdez A (2000) Habitat management to enhance biological control in IPM. In: Kenedy GG, Sutton TB (eds) *Emerging technologies for Integrated Pest Management: Concepts, Research and Implementation*. APS PRESS. St. Paul, Minesota, pp. 226-239.
- Martínez-Mena M, Lopez J, Almagro M, Boix-Fayos C, Albaladejo J (2008) Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of South-East Spain. *Soil & Tillage Research* 99:119-129.
- Monzon JP, Sadras VO, Andrade FH (2006) Fallow soil evaporation and water storage as affected by stubble in sub-humid (Argentina) and semi-arid (Australia) environments. *Field Crops Research* 98:83-90.
- Mugni H, Jergentz S, Schultz R, Maine A, Bonetto C (2005) Phosphate and nitrogen compounds in streams of Pampean Plain areas under intensive cultivation (Buenos Aires, Argentina). In: Serrano L, Golterman HL (eds) *Proceedings of the 4th International Symposium Phosphates in Sediments*. Backhuys Publishers, The Netherlands, pp. 163-170.
- Navarro C, Echeverría H, Fonalleras M, Manavella F (1991) Efecto de los contenidos de humedad sobre la mineralización del nitrógeno en suelos del sudeste bonaerense. *Ciencia del Suelo* 9:13-19.
- O'Leary GJ, Connor DJ (1997) Stubble retention and tillage in a semi-arid environment: 1. Soil water accumulation during fallow. *Field Crops Research* 52:209-219.
- Oorts K, Nicolardot B, Merckx R, Richard G, Boizard H (2006) C and N mineralization of undisturbed and disrupted soil from different structural zones of conventional

- tillage and no-tillage systems in northern France. *Soil Biology & Biochemistry* 38:2576-2586.
- Palma RM, Rímolo M, Saubidet MI, Conti ME (1997) Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Biology and Fertility of Soils* 25:142-146.
- Panigatti JL, Hein WH (1985) Mineralización potencial del nitrógeno en epipedones del norte de la Región Pampeana. *Ciencia del Suelo* 3(1-2):53-60.
- Poggio SL, Satorre EH, de la Fuente EB (2004) Structure of weed communities occurring in pea and wheat crops in the Rolling Pampa (Argentina). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103:225-235.
- Portela SI, Andriulo AE, Sasal MC, Mary B, Jobbágy EG (2006) Fertilizer vs. organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: 15N application in field lysimeters. *Plant Soil* 289:265-277.
- Quiroga A, Sack M, Fernández R, Otamendi H, Funaro D (2007) Efectos directos y residuales de la fertilización sobre la productividad y propiedades de un Haplustol éntico. EEA INTA Anguil. *Publicación Técnica* 89:35-54.
- Reeves DW (1994) Cover crops and rotations. En: Hatfield JL, Stewart BA (eds) *Advances in soil science. Crops residue management*. CRC Press, Boca Ratón, Florida (USA). Pp. 125-172.
- Rimski-Korsakov H, Rubio G, Lavado RS (2004) Potential nitrate losses under different agricultural practices in the pampas region, Argentina. *Agricultural Water Management* 65:83-94.
- Rufus I, Tuell J, Fiedler A, Gardiner M, Landis D (2009) Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: the role of native plants. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:196-203.
- Sainz Rozas H, Echeverría HE, Barbieri P (2004) Denitrification in a soil under no-tillage as a function of presence of maize plant and nitrogen rate. *Ciencia del Suelo* 22:27-35.
- Suárez SA, de la Fuente EB, Ghera CM, León RJC (2001) Weed community as an indicator of summer crop yield and site quality. *Agronomy Journal* 93:524-530.
- Taboada MA, Micucci FG (2002) *Fertilidad física de los suelos*. Editorial Facultad Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- Taboada MA, Micucci FG, Álvarez CR (2010) Impedancias mecánicas y compactación en sistemas agrícolas. En: Álvarez R, Rubio G, Álvarez CR, Lavado RS (eds) *Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana*. Editorial Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Pp. 117-154.
- Urricarriet S, Lavado RS (1999) Indicadores de deterioro en suelos de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo* 17:37-44.
- Vergé XPC, De Kimpe C, Desjardins RL (2007) Agricultural production, greenhouse gas emissions and mitigation potential. *Agricultural and Forest Meteorology* 142:255-269.
- Yin L, Cai Z, Zhong W (2005) Changes in weed composition of winter wheat crops due to long-term fertilization. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107:181-186.

Las TPCs correspondientes a las variables Tasa de mineralización (Tabla 1), Residuo de cosecha (Tabla 2) y Contenido de C en suelo (Tabla 3) pertenecen al servicio Balance de C del suelo (ver Figura 3.2 en Capítulo 3). Las TPCs correspondientes a las variables Tasa de mineralización (Tabla 1), Residuo de cosecha (Tabla 2), Materia orgánica del suelo (Tabla 4) junto con la variable N disponible en suelo (Tabla 5) pertenecen al servicio Balance de N del suelo (ver Figura 3.3 en Capítulo 3). Asimismo, las variables anteriores junto con las variables Contenido de C en suelo (Tabla 3) y Desnitrificación (Tabla 6) pertenecen al servicio Control de emisión de N_2O (ver Figura 3.4 en Capítulo 3). Las TPCs correspondientes a las variables Factores del suelo (Tabla 7), Factores ambientales y de manejo (Tabla 8), Riesgo de lixiviación de NO_3 (Tabla 9), y Concentración de NO_3 en agua subterránea (Tabla 10) pertenecen al servicio Control de contaminación del agua subterránea (ver Figura 3.5 en Capítulo 3).

Tabla 1: Tabla de probabilidad condicional para el nodo Tasa de mineralización, cuyos nodos padre son Precipitaciones y Temperatura.

Precipitaciones	Temperatura	Tasa de mineralización		
		Rápida	Media	Lenta
Alta	Alta	100	0	0
Alta	Media	51,842	46,184	1,974
Alta	Baja	30,921	26,842	42,237
Media	Alta	70,789	29,211	0,000
Media	Media	24,868	61,447	13,684
Media	Baja	0	45,658	54,342
Baja	Alta	40,789	24,211	35,000
Baja	Media	9,211	47,105	43,684
Baja	Baja	0	0	100

Tabla 2: Tabla de probabilidad condicional para el nodo Residuo de cosecha, cuyo nodo padre es Rendimiento del cultivo.

Rendimiento del cultivo	Residuo de cosecha		
	Alto	Medio	Bajo
Alto	90	10	0
Medio	60	30	10
Bajo	0	10	90

Tabla 3: Tabla de probabilidad condicional para el nodo Contenido de C en suelo, cuyos nodos padre son Residuo de cosecha, Tasa de mineralización y Erosión del suelo.

Residuo de cosecha	Tasa de mineralización	Erosión del suelo	Contenido de C en suelo		
			Alto	Medio	Bajo
Alto	Rápida	Alta	30,500	39,750	29,750
Alto	Rápida	Media	37	47,250	15,750
Alto	Rápida	Baja	53,250	39,250	7,500
Alto	Media	Alta	48,250	21	30,750
Alto	Media	Media	56,875	32	11,125
Alto	Media	Baja	76,500	20	3,500
Alto	Lenta	Alta	55,152	21,818	23,030
Alto	Lenta	Media	70,250	19	10,750
Alto	Lenta	Baja	94	6	0

Tabla 3. Continuación

Medio	Rápida	Alta	11,375	49,500	39,125
Medio	Rápida	Media	16,625	57,375	26
Medio	Rápida	Baja	29,500	57,500	13
Medio	Media	Alta	17,500	45,250	37,250
Medio	Media	Media	24,375	53,875	21,750
Medio	Media	Baja	41,125	46,750	12,125
Medio	Lenta	Alta	26,970	41,515	31,515
Medio	Lenta	Media	37,875	44,125	18
Medio	Lenta	Baja	51,500	36,375	12,125
Bajo	Rápida	Alta	0	0	100
Bajo	Rápida	Media	3,125	16,250	80,625
Bajo	Rápida	Baja	6,250	18,750	75
Bajo	Media	Alta	6,250	16,875	76,875
Bajo	Media	Media	9,375	28,750	61,875
Bajo	Media	Baja	12,500	30,625	56,875
Bajo	Lenta	Alta	13,636	18,182	68,182
Bajo	Lenta	Media	18,750	30,625	50,625
Bajo	Lenta	Baja	25	35,625	39,375

Tabla 4: Tabla de probabilidad condicional para el nodo Materia orgánica, cuyos nodos padre son Residuo de cosecha y Tasa de mineralización.

Residuo de cosecha	Tasa de mineralización	Materia orgánica del suelo		
		Alto	Medio	Bajo
Alto	Rápida	37	47,250	15,750
Alto	Media	56,875	32	11,125
Alto	Lenta	70,250	19	10,750
Medio	Rápida	16,625	57,375	26
Medio	Media	24,375	53,875	21,750
Medio	Lenta	37,875	44,125	18
Bajo	Rápida	3,125	16,250	80,625
Bajo	Media	9,375	28,750	61,875
Bajo	Lenta	18,750	30,625	50,625

Tabla 5: Tabla de probabilidad condicional para el nodo N disponible en suelo, cuyos nodos padre son Materia orgánica, Fertilización nitrogenada y Pérdidas de nitrógeno.

Materia orgánica	Fertilización nitrogenada	Pérdidas de nitrógeno	N disponible en suelo		
			Alto	Medio	Bajo
Alto	Dosis alta	Alta	62,564	32,564	4,872
Alto	Dosis alta	Media	76,923	19,487	3,590
Alto	Dosis alta	Baja	91,026	7,179	1,795
Alto	Dosis media	Alta	37,308	52,949	9,744
Alto	Dosis media	Media	39,103	54,231	6,667
Alto	Dosis media	Baja	51,923	46,282	1,795
Alto	Dosis baja	Alta	22,188	54,688	23,125
Alto	Dosis baja	Media	28,718	54,359	16,923
Alto	Dosis baja	Baja	37,949	49,872	12,179
Medio	Dosis alta	Alta	60,769	29,487	9,744
Medio	Dosis alta	Media	69,872	22,564	7,564
Medio	Dosis alta	Baja	82,179	16,026	1,795
Medio	Dosis media	Alta	16,282	54,103	29,615

Tabla 5. Continuación					
Medio	Dosis media	Media	20	58,205	21,795
Medio	Dosis media	Baja	23,718	62,308	13,974
Medio	Dosis baja	Alta	6,563	38,906	54,531
Medio	Dosis baja	Media	9,872	44,744	45,385
Medio	Dosis baja	Baja	9,872	58,974	31,154
Bajo	Dosis alta	Alta	32,179	45	22,821
Bajo	Dosis alta	Media	37,821	43,333	18,846
Bajo	Dosis alta	Baja	44,744	38,590	16,667
Bajo	Dosis media	Alta	6,282	34,872	58,846
Bajo	Dosis media	Media	8,077	40,897	51,026
Bajo	Dosis media	Baja	9,872	50	40,128
Bajo	Dosis baja	Alta	2,188	12,188	85,625
Bajo	Dosis baja	Media	2,692	15	82,308
Bajo	Dosis baja	Baja	5,385	20	74,615

Tabla 6: Tabla de probabilidad condicional para el nodo Desnitrificación, cuyos nodos padre son Precipitaciones y N disponible en suelo.

Precipitaciones	N disponible en suelo	Desnitrificación		
		Alta	Media	Baja
Alta	Dosis alta	100	0	0
Alta	Dosis media	80	20	0
Alta	Dosis baja	63,333	30	6,667
Media	Dosis alta	50	50	0
Media	Dosis media	18	61,333	20,667
Media	Dosis baja	23,667	19,500	56,833
Baja	Dosis alta	20	21,667	58,333
Baja	Dosis media	15	18,333	66,667
Baja	Dosis baja	0	0	100

Tabla 7: Tabla de probabilidad condicional para el nodo Factores del suelo, cuyos nodos padre son Textura del suelo y Materia orgánica.

Textura del suelo	Materia orgánica	Factores del suelo		
		Alta	Media	Baja
Fina	Alto	10,882	31,471	57,647
Fina	Medio	13,235	34,853	51,912
Fina	Bajo	25	34,706	40,294
Gruesa	Alto	39,412	41,765	18,824
Gruesa	Medio	39,118	39,412	21,471
Gruesa	Bajo	57,647	24,853	17,500

Tabla 8: Tabla de probabilidad condicional para el nodo Factores ambientales y de manejo, cuyos nodos padre son Riego, Fertilización nitrogenada y Precipitaciones.

Riego	Fertilización nitrogenada	Precipitaciones	Factores ambientales y de manejo		
			Alta	Media	Baja
Presencia	Dosis alta	Alta	100	0	0
Presencia	Dosis alta	Media	69,714	22,857	7,429
Presencia	Dosis alta	Baja	41,429	31,143	27,429

Tabla 8. Continuación

Presencia	Dosis media	Alta	63,143	16,571	20,286
Presencia	Dosis media	Media	42,857	39,429	17,714
Presencia	Dosis media	Baja	23,429	20,286	56,286
Presencia	Dosis baja	Alta	37,429	23	39,571
Presencia	Dosis baja	Media	19,714	34	46,286
Presencia	Dosis baja	Baja	2,286	20,571	77,143
Ausencia	Dosis alta	Alta	87,429	9,143	3,429
Ausencia	Dosis alta	Media	60,571	24,571	14,857
Ausencia	Dosis alta	Baja	32	17,429	50,571
Ausencia	Dosis media	Alta	51,143	33,429	15,429
Ausencia	Dosis media	Media	17,429	57,714	24,857
Ausencia	Dosis media	Baja	13,714	16,143	70,143
Ausencia	Dosis baja	Alta	28,714	27,286	44
Ausencia	Dosis baja	Media	9,429	30	60,571
Ausencia	Dosis baja	Baja	0	3,429	96,571

Tabla 9: Tabla de probabilidad condicional para el nodo Riesgo de lixiviación de NO_3 , cuyos nodos padre son Factores del suelo, y Factores ambientales y de manejo.

Factores del suelo	Factores ambientales y de manejo	Riesgo de lixiviación de NO_3		
		Alto	Medio	Bajo
Alta	Alta	100	0	0
Alta	Media	75	22,647	2,353
Alta	Baja	38,529	22,941	38,529
Media	Alta	74,706	18,529	6,765
Media	Media	37,353	43,529	19,118
Media	Baja	22,941	22,941	54,118
Baja	Alta	55,588	29,412	15
Baja	Media	43,235	27,353	29,412
Baja	Baja	0	0	100

Tabla 10: Tabla de probabilidad condicional para el nodo Concentración de NO_3 en agua subterránea, cuyo nodo padre es Riesgo de lixiviación de NO_3 .

Riesgo de lixiviación de NO_3	Concentración de NO_3 en agua subterránea		
	Alto	Medio	Bajo
Alto	100	0	0
Medio	60	30	10
Bajo	0	10	90

Tabla 1: Cantidad de lotes utilizados para el análisis exploratorio de los datos considerando la zona agrícola, el uso actual del suelo, y la campaña agrícola. Referencias: NC = Norte de Córdoba; CBA = Centro de Buenos Aires; LS = Litoral Sur.

Zona agrícola	Uso actual del suelo	Campaña agrícola	Cantidad de lotes
NC	Trigo	2000/2001	47
		2001/2002	142
		2002/2003	226
		2003/2004	371
		2004/2005	444
		2005/2006	479
		2006/2007	637
		2007/2008	699
		2008/2009	310
		2009/2010	74
	Maíz	2000/2001	168
		2001/2002	221
		2002/2003	264
		2003/2004	342
		2004/2005	357
		2005/2006	420
		2006/2007	725
		2007/2008	737
		2008/2009	661
		2009/2010	641
	Soja	2000/2001	438
		2001/2002	416
		2002/2003	382
		2003/2004	476
		2004/2005	912
		2005/2006	1356
		2006/2007	791
		2007/2008	878
		2008/2009	1129
		2009/2010	1083
CBA	Trigo	2000/2001	184
		2001/2002	237
		2002/2003	169
		2003/2004	269
		2004/2005	286
		2005/2006	325
		2006/2007	514
		2007/2008	531
		2008/2009	976
		2009/2010	685
	Maíz	2000/2001	229
		2001/2002	179
		2002/2003	166
		2003/2004	149
		2004/2005	247

		2005/2006	132
		2006/2007	300
		2007/2008	353
		2008/2009	372
		2009/2010	294
	Soja	2000/2001	208
		2001/2002	274
		2002/2003	371
		2003/2004	310
		2004/2005	344
		2005/2006	603
		2006/2007	602
		2007/2008	1213
		2008/2009	1068
		2009/2010	1238
LS	Trigo	2000/2001	0
		2001/2002	0
		2002/2003	0
		2003/2004	59
		2004/2005	58
		2005/2006	115
		2006/2007	72
		2007/2008	604
		2008/2009	625
		2009/2010	328
	Maíz	2000/2001	5
		2001/2002	12
		2002/2003	20
		2003/2004	151
		2004/2005	45
		2005/2006	82
		2006/2007	61
		2007/2008	606
		2008/2009	68
		2009/2010	241
	Soja	2000/2001	27
		2001/2002	66
		2002/2003	123
		2003/2004	868
		2004/2005	803
		2005/2006	594
		2006/2007	155
		2007/2008	1561
		2008/2009	1520
		2009/2010	434